

Doktori (PhD) értekezés

KÖRFORGÁSOS (VÍZ) GAZDASÁG MEGVALÓSÍTÁSÁNAK VIZSGÁLATA

Készítette:

Harasztiné Hargitai Réka
okleveles környezetmérnök

DOI:10.18136/PE.2025.930

Témavezető:

Dr. Somogyi Viola
egyetemi docens

Pannon Egyetem
Mérnöki Kar
Vegyésszmérnöki- és Anyagtudományok Doktori
Iskola 2025.



Az értekezés doktori (PhD) fokozat elnyerése érdekében készült a Pannon Egyetem
Vegyésmérnöki- és Anyagtudományok Doktori Iskolája keretében

Bio-, környezet- és vegyésmérnöki tudományok tudományágban

Írta: Harasztiné Hargitai Réka

Témavezető: Dr. Somogyi Viola

Elfogadásra javaslom (igen / nem)

.....
Dr. Somogyi Viola
(témavezető)

Az értekezést bírálóként elfogadásra javaslom:

Bíráló neve: igen /nem

.....
(bíráló)

Bíráló neve: igen /nem

.....
(bíráló)

A jelölt az értekezés nyilvános vitáján %-ot ért el.

Veszprém,

.....
(a Bíráló Bizottság elnöke)

A doktori (PhD) oklevél minősítése

Veszprém,

.....
(az EDHT elnöke)

Kivonat

A kutatás középpontjában a vízkörforgás kialakítása és a víz újrahasználat áll, amely elengedhetetlen a fenntartható vízgazdálkodás szempontjából. A víz újrahasználat hatékonyságának növeléséhez különböző elemzési módszerek használhatók: körforgásos gazdasági mutatók, vízlábnyom számítás és életciklus-elemzés.

A körforgásos gazdasági mutatók közül két indikátor került kiválasztásra, melyek a termék vagy vállalat körforgását mérik: a körforgásos gazdasági indikátor prototípust (CEIP) és az anyagkörforgásos mutatót (MCI). Mindkét módszertan elemzése baromfifeldolgozás példáján keresztül történt. A számítások önmagukban nem voltak alkalmasak a vízkörforgás mérésére, azonban módosítások révén alkalmassá váltak.

A vízkörforgás mérésének másik megközelítése a vízlábnyom (WF) számítás elemzése és módosítása volt. Ez a módszer a termék életciklusa során beépülő vízmennyiségeket veszi figyelembe, miközben nem hanyagolja el az energiafelhasználást. A bevezetett módosításokkal alkalmassá vált a vízkörforgás mérésére, azonban a víz újrahasználat ösztönzéséhez a körforgásos gazdasági számításokkal együtt célszerű alkalmazni.

A kutatás második része az életciklus-elemzésre fókuszált, a vízkörforgás vizsgálata a környezeti hatások szempontjából történt. A baromfifeldolgozás példáján keresztül bemutatásra került, hogy a víz újrahasználat és megtakarítás milyen környezeti hatásokkal járnak. A vízkörforgás csökkenése növeli a környezetterhelést, ami alátámasztja a víz visszaforgatási módszerek bevezetését. A települési szennyvíztisztító telep vizsgálata alapján igazolást nyert, hogy az életciklus-elemzés kimutatja a technológiai fejlesztések hatásait, melyek hozzájárulnak az ipari vízkörforgás javításához. A mutatóknál elhanyagolt energiafelhasználás komoly szerepet kap az életciklus-elemzések eredményeiben, mely tovább erősíti az integrált elemzési módszereket alkalmazásának fontosságát.

A kutatás fontos megállapítása, hogy a tisztított víz újrahasználatát támogató technológiák bár növelik a környezeti hatásokat, a fenntarthatóság és a vízhiány elkerülése érdekében mégis elengedhetetlenek. A döntéshozók számára a disszertációban bemutatott integrált szemléletű elemzés nyújthat segítséget a körforgásos vízgazdálkodással kapcsolatos stratégiák kialakításában.

Abstract

The research focuses on recycled and reused water for sustainable water management. To enhance efficiency, circular economy indicators, water footprint calculation, and life cycle assessment were examined.

Two indicators, the Circular Economy Indicator Prototype (CEIP) and the Material Circularity Indicator (MCI), were analyzed and modified for measuring water cycle. Both methodologies have been analysed using poultry processing example. The Water Footprint (WF) calculation was also adjusted to assess the water cycle while considering energy use. Based on the results, it should be combined with circular economy calculations to promote reuse.

Life cycle assessment examined the environmental impacts of water reuse, with poultry processing as an example. Reducing the water circularity increases environmental impact, highlighting the need for recycling methods. A study of a wastewater treatment plant showed that life cycle assessment reveals the effects of technological improvements on industrial water cycles. Energy use, overlooked in circularity calculation, plays a key role, reinforcing the importance of integrated analysis. The study concludes that while treated water reuse increases environmental impact, it is crucial for sustainability and water scarcity prevention. The integrated analysis approach can aid decision-makers in developing circular water management strategies.

Auszug/Zusammenfassung

Die Forschung fokussiert sich auf Wasserrecycling und -wiederverwendung für eine nachhaltige Wasserbewirtschaftung. Zur Effizienzsteigerung wurden Kreislaufwirtschaftsindikatoren, Wasserfußabdruckberechnung und Lebenszyklusanalyse untersucht.

Zwei Indikatoren, der Circular Economy Indicator Prototype (CEIP) und der Material Circularity Indicator (MCI), wurden für die Kreislauffähigkeit eines Produkts analysiert und modifiziert. Beide Methoden wurden anhand von Geflügelverarbeitungbeispiel analysiert. Auch die Wasserfußabdruckberechnung (WF) wurde angepasst, um den Wasserkreislauf zu messen. Es sollte aber in Verbindung mit den Berechnungen der Kreislaufwirtschaft verwendet werden, um die Wiederverwendung von Wasser zu fördern.

Die Lebenszyklusanalyse zeigte am Beispiel der Geflügelverarbeitung Umweltauswirkungen der Wasserwiederverwendung. Eine Studie zur kommunalen Kläranlage belegte, dass sie technologische Verbesserungen sichtbar macht. Energieverbrauch, oft vernachlässigt, erwies sich als zentral. Die Forschung betont, dass Wasserrecycling-Technologien für Nachhaltigkeit entscheidend sind, auch wenn sie Umweltauswirkungen erhöhen. Der integrierte Analyseansatz kann Entscheidungsträgern bei der Entwicklung einer kreislauforientierten Wasserwirtschaft helfen.

Jelölésjegyzék

α	- Cronbach alfa, módszer bizonytalansága
A2O	- anaerob, anoxikus és oxikus tisztítási szakaszokkal működtetett biológiai tisztítási fokozat
C_i	- paraméter átlagos koncentrációértéke
C_{max}	- maximális telítettség, koncentrációs határérték
C_R	- újrahasznosítható terméktömeg
C'_R	- újrahasznosítható terméktömeg anyagveszteségekkel kiegészített esetben
C_{term}	- természetes szennyezőanyag telítettség
C_U	- újrafelhasználható terméktömeg
C'_U	- újrafelhasználható terméktömeg anyagveszteségekkel kiegészített esetben
CC	- klímaváltozás
CEIP	- körforgásos gazdasági indikátor prototípus
CEIP'	- módosított körforgásos gazdasági indikátor prototípus
E	- ökoszisztéma
E_C	- újrahasznosítási hatékonyság a termék újrahasznosított komponenseire vonatkoztatva
E'_C	- újrahasznosítási hatékonyság a termék újrahasznosított komponenseire vonatkoztatva anyagveszteségekkel kiegészített esetben
E_F	- újrahasznosítási hatékonyság a termék újrahasznosított nyersanyagára vonatkoztatva
E'_F	- újrahasznosítási hatékonyság a termék újrahasznosított nyersanyagára vonatkoztatva anyagveszteségekkel kiegészített esetben
EF3.0	- környezeti lábnyom
EQI	- tisztított víz minőségi index
F_R	- újrahasznosított forrásból származó nyersanyag tömeg
F'_R	- újrahasznosított forrásból származó nyersanyag tömeg anyagveszteségekkel kiegészített esetben
F_U	- újrahasznált forrásból származó nyersanyag tömeg
F'_U	- újrahasznált forrásból származó nyersanyag tömeg anyagveszteségekkel kiegészített esetben
faktor	- normalizáló tényező
FC	- édesvízfogyasztás
FD	- fosszilis anyagok kimerülése
FEc	- édesvízi ökototoxicitás
FEu	- édesvízi eutrofizáció
FL	- szennyvíztisztítás fizikai-kémiai előkezeléssel
FL-wwtp	- szennyvíztisztítás fizikai-kémiai előkezeléssel, kibővítve egy telephelyen kívüli szennyvízkezelési lépéssel
f(X)	- hasznossági tényező
GWP	- globális felmelegedési potenciál
HDPE	- nagy sűrűségű polietilén
HH	- emberi egészség
HTP _c	- emberi toxicitási kockázat, rákos
HTP _{nc}	- emberi toxicitási kockázat, nem rákos
i	- tétel
IR	- ionizáló sugárzás
IRR	- kezelt víz újrafelhasználása öntözéshez
KOI	- kémiai oxigénigény
L	- termék átlagos élettartama
L_{sz}	- kibocsátott szennyezőanyag tömeg adott időegység alatt
LCA	- életciklus-elemzés
LDPE	- alacsony sűrűségű polietilén
LFI	- lineáris áramlási index
LFI'	- lineáris áramlási index anyagveszteségekkel kiegészített esetben

LU	- földhasználat
M	- termék tömege
M'	- gyártás során felhasznált összes nyersanyag tömege
MCI	- anyagkörforgásos mutató
MCI'	- módosított anyagkörforgásos mutató
MCI _c	- vállalat anyagkörforgásos értéke
MCI _p	- termék anyagkörforgásos értéke
MCI' _p	- termék anyagkörforgásos értéke anyagveszteséggel kiegészített esetben
MD	- fémek kimerülése
MEc	- tengeri ökotoxicitás
MEu	- tengeri eutrofizáció
n	- tételek száma
N	- alapállapot
NP	- 100 %-ban újrahasznosított csomagoló anyagok alkalmazása alapállapot esetében
OD	- sztratoszférikus ózon csökkenése
PhOF _e	- fotokémiai ózonképződés, ökoszisztémák
PhOF _{hh}	- fotokémiai ózonképződés, emberi egészség
FPMF	- finom részecskék képződése
Q _e	- adott időszak reprezentatív áramlási sebessége
ReCiPe	- regionalizált kumulatív környezeti hatásvizsgálat
REU	- kezelt víz újrafelhasználása technológiai folyamatokhoz
RED	- kezelt víz visszaforgatása technológiai felhasználásra, miközben a vízmennyiséget 50%-kal csökkentik
RIV	- szennyvíz elvezetése felszíni vízbe szakaszos üzemű reaktorhoz kapcsolt terciér tisztítási technológiát követően
RS	- erőforráshiány
RU _f	- fosszilis erőforrás felhasználás
SB	- szennyvíz elvezetése a közsatornába szakaszos üzemű reaktor biológiai tisztítása után
SB-wwtp	- szennyvíz elvezetése a közsatornába szakaszos üzemű reaktor biológiai tisztítása után, kibővítve egy telephelyen kívüli szennyvízkezelési lépéssel
t ₀	- vizsgált időszak kezdő intervalluma
t _f	- vizsgált időszak záró intervalluma
TA	- szárazföldi savasodás
TE	- szárazföldi ökotoxicitás
TN	- összes nitrogén
TP	- összes foszfor
U	- termék használata során kialakított funkcionális egységek száma
V	- termékhez felhasznált friss nyersanyag mennyisége
V'	- gyártás során felhasznált friss nyersanyag mennyisége
V _i	- tételek pontszámainak varianciája
V _t	- teljes pontszámok teljes varianciája
W	- alapállapot a víz alapanyagként való alkalmazásakor
W _Σ	- termékhez kapcsolódó hasznosíthatatlan hulladék tömege
W' _Σ	- hasznosíthatatlan hulladék teljes tömege
W ₀	- nem hasznosítható anyagok összessége, mely deponálásra kerül
W' ₀	- gyártás során keletkező hasznosíthatatlan hulladék tömege
W _C	- a termék újrahasznosítása során keletkező hasznosíthatatlan hulladék tömege
W' _C	- anyagveszteségek újrahasznosítása során keletkező hasznosíthatatlan hulladék tömege
W _F	- termék újrahasznosított alapanyagának előállításánál keletkező hasznosíthatatlan hulladék tömege
W' _F	- anyagveszteségek újrahasznosított alapanyagának előállításánál keletkező hasznosíthatatlan hulladék tömege

w_i	koncentráció értékek súlya
WF	- vízlábnyom
WF'	- vízlábnyom a visszaforgatott vízlábnyommal kiegészítve
WF _{kék}	- kék vízlábnyom
WF _{szürke}	- szürke vízlábnyom
WF _{vf}	- visszaforgatott vízlábnyom
WF _{zöld}	- zöld vízlábnyom
WM	- elérhető maximális körforgásos érték
WP	- 100 %-ban újrahasznosított csomagoló anyagok alkalmazása a víz alapanyagként való alkalmazásakor
WR	- keletkezett szennyvíz 100 %-nak visszaforgatása a természetes vízkörbe és 50 %-kal csökkentett a vízfelhasználás
WU	- vízhasználat
W50	- keletkezett szennyvíz 50 %-nak visszaforgatása a természetes vízkörbe
W100	- keletkezett szennyvíz 100 %-nak visszaforgatása a természetes vízkörbe
X	- termék hasznossága

Tartalomjegyzék

BEVEZETÉS.....	1
CÉLKITŰZÉS	2
1. SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	6
1.1. KÖRFORGÁSOS GAZDASÁG.....	6
<i>1.1.1. Körforgásos gazdaság technológiai megvalósítása</i>	<i>8</i>
<i>1.1.2. Körforgás értékének meghatározása</i>	<i>9</i>
1.1.2.1. Circular Economy Indicator Prototype (CEIP)	12
1.1.2.2. Material Circularity Indicator (MCI)	12
1.1.2.3. Vízlábnyom (WF).....	13
1.1.2.4. Körforgásos számítások és a víz kapcsolata	14
1.2. ÉLETCIKLUS-ELEMZÉS	15
<i>1.2.1. Körforgás gazdaság és az életciklus-elemzés kapcsolata</i>	<i>16</i>
<i>1.2.2. Életciklus-elemzés a baromfifeldolgozásban</i>	<i>17</i>
<i>1.2.3. Életciklus-elemzés a szennyvíztisztításban</i>	<i>19</i>
1.3. SZENNYVÍZKEZELÉS ÉS VÍZ-ÚJRAHASZNOSÍTÁS	20
2. ALKALMAZOTT MÓDSZEREK BEMUTATÁSA	24
2.1. FELHASZNÁLT ADATOK.....	24
2.1.1. <i>Baromfifeldolgozó üzem</i>	<i>24</i>
2.1.2. <i>Veszprémi Szennyvíztisztító Telep</i>	<i>32</i>
2.2. KÖRFORGÁSOS GAZDASÁGI MUTATÓK.....	38
2.2.1. <i>„CE indicator prototype” (CEIP)</i>	<i>38</i>
2.2.2. <i>Material Circularity Indicator (MCI).....</i>	<i>40</i>
2.2.2.1. <i>Eredeti számítási módszer.....</i>	<i>40</i>
2.2.2.2. <i>Anyagvesztésekkel kiegészített számítási módszer</i>	<i>43</i>
2.2.2.3. <i>Vállalati körforgás meghatározása.....</i>	<i>44</i>
2.3. VÍZLÁBNYOM SZÁMÍTÁS (WATER FOOTPRINT, WF)	44
2.4. ÉLETCIKLUS-ELEMZÉS.....	46
2.4.1. <i>Sphera – életciklus-elemző szoftver (GaBi).....</i>	<i>46</i>
2.4.2. <i>ReCiPe</i>	<i>46</i>
2.5. BIZONYTALANSÁGI ELEMZÉS.....	48
2.6. TISZTÍTOTT VÍZ MINŐSÉGI INDEX.....	48
3. EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK.....	49
3.1. VÍZKÖRFORGÁS KIALAKÍTÁSA EGY BAROMFIFELDOLGOZÓ ÜZEM SZENNYVÍZTISZTÍTÁSI VONALÁNAK PÉLDÁJÁN.....	49
3.1.1. <i>Alkalmazott foratókönyvek</i>	<i>49</i>
3.1.2. <i>„CE indicator prototype” számítása</i>	<i>50</i>
3.1.3. <i>Anyagkörforgás mértékének számítása</i>	<i>53</i>
3.1.4. <i>Vízlábnyom számítása</i>	<i>56</i>
3.1.5. <i>Bizonytalansági elemzés</i>	<i>59</i>
3.1.6. <i>Mutatók összehasonlítása</i>	<i>60</i>
3.2. VÍZKÖRFORGÁS KIALAKÍTÁSA ÉS AZ ÉLETCIKLUS-ELEMZÉS KAPCSOLATA A BAROMFIFELDOLGOZÁSBAN	63
3.2.1. <i>Alkalmazott foratókönyvek</i>	<i>63</i>
3.2.2. <i>Szennyvíz fizikai-kémiai előkezelésének hatásai (FL)</i>	<i>65</i>
3.2.3. <i>A rendszerhatárokon belüli szennyvíztisztítás hatásai (SB)</i>	<i>69</i>

3.2.4. Rendszerhatáron kívül eső szennyvíztisztítás LCA-hatásai (FL-wwtp, SB-wwtp)	70
3.2.5. A víz újrafelhasználási módszerek közötti különbség (RIV, REU, RED, IRR).....	72
3.2.6. Életciklus-elemzés víz szempontú eredményeinek újszerűsége.....	74
3.3. VESZPRÉMI SZENNYVÍZTISZTÍTÓ TELEP – TELEPÜLÉSI SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ÉS AZ ÉLETCIKLUS-ELEMZÉS KAPCSOLATA	80
3.3.1. Alkalmazott forgatókönyvek	81
3.3.2. Tisztított víz minőség alapú teljesítményértékelése	84
3.3.3. Technológiai fejlesztések életciklus-elemzés alapú teljesítményértékelése	84
3.3.3.1. Hagyományos működés	85
3.3.3.2. Intenzív fáklyázás	86
3.3.3.3. Vegyszerfelhasználás minimalizálása a biológiai kezelésben	88
3.3.3.4. Napenergia	90
3.3.3.5. Optimalizált szennyvízszabályozás.....	93
3.3.4. Fertőtlenítési lépés bevezetésének lehetősége.....	94
3.3.4.1. Ózonos kvaterner kezelés	95
3.3.4.2. Szekvenciális H ₂ O ₂ kvaterner kezelés	95
3.3.5. Technológiai változtatások életciklus-elemzés alapú, normalizált adatokkal történő teljesítményértékelése.....	96
4. KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	100
4.1. A (VÍZ)KÖRFORGÁS MÉRÉSÉBEN REJLŐ LEHETŐSÉGEK ÉS KORLÁTOK	100
4.2. A BAROMFI IPARI KÖRFORGÁS KIALAKÍTÁSA ÉS AZ ÉLETCIKLUS-ELEMZÉS KAPCSOLATA	101
4.3. TELEPÜLÉSI SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ÉLETCIKLUS-ELEMZÉSE	103
4.4. INTEGRÁLT MODELLRE VONATKOZÓ JAVASLAT.....	105
5. ÖSSZEFOGLALÁS	107
6. ÚJ TUDOMÁNYOS EREDMÉNYEK.....	109
7. THESIS.....	113
8. IRODALOMJEGYZÉK.....	117
9. SZERZŐ TUDOMÁNYOS MUNKÁSSÁGA	135
10. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	138
11. MELLÉKLETEK	139
11.1. MELLÉKLET	139
11.2. MELLÉKLET	141
11.3. MELLÉKLET	143
11.4. MELLÉKLET	143
11.5. MELLÉKLET	144
11.6. MELLÉKLET	145
11.7. MELLÉKLET	146
11.8. MELLÉKLET	147
11.9. MELLÉKLET	148

Bevezetés

"A világ különleges és bonyolult, akárcsak a pók hálója. Ha megérinted egy fonalát, remegése végigfut az összes többi szálon. Mi nemcsak megérintjük a hálót, hanem bele is szakítunk."

/Gerald Durrell/

Napjaink egyik legnagyobb kihívása a fenntarthatóság elérése minden gazdasági szektorban, miközben az erőforrásokat hatékonyan használjuk fel. A körforgásos gazdaság (Circular Economy, CE) kulcsfontosságú szerepet játszik a folyamatban, mivel a természeti erőforrások felhasználását visszaszorítja és zárt rendszerben tartja. Számos ipari területen sikeresen valósították meg a körforgást, és mára olyan tevékenységek átalakítása is folyamatban van, melyeknél korábban elképzelhetetlen volt a körforgás bármilyen formája. A települési szennyvíztisztítás folyamata korábban lineáris volt, ma már az izzaphasznosításnak köszönhetően egy közti állapotot képvisel, és számos telepet alakítottak át a hatékony, megújuló energiafelhasználásra. Az élelmiszeripar is egy linearitásból nehezen kizökkenhető terület, hiszen jelentős erőforrást igényel, és a megtermelt hulladékok veszélyességi foka miatt azok körforgásba építése nehézséget jelent. A kibocsátott szennyvizük azonban hatékony módszerekkel megtisztítható oly mértékben, hogy az újrahasznosítható legyen. Disszertációm egyik célja, hogy a körforgásos gazdaság számítási módszereivel és azok vízszempontú módosításaival alátámasszam a baromfifeldolgozás körforgásos értékének növelési lehetőségét.

A víz, mint alapanyag, központi szerepet játszik számos iparágban, és annak fenntartható kezelése elengedhetetlen a körforgásos gazdaság megvalósításához. A vízlábnyszámítás egy klasszikus módszer, hogy felmérjük ezen technológiák rejtett vízigényeit. Disszertációm másik célja, hogy ezt a számítási módszert körforgásossá alakítva felhívja a figyelmet a vízfelhasználás optimalizálásának lehetőségeire olyan lineáris rendszerekben, mint amilyen a baromfifeldolgozás is.

Az ipari folyamatok vizsgálatakor nemcsak az anyagáramok minimalizálására és körforgásban tartására kell koncentrálnunk, hanem arra is, hogy milyen hatással vannak környezetünkre. Az életciklus-elemzés (Life Cycle Assessment, LCA) módszerével vizsgáltam meg a baromfifeldolgozó szennyvíztisztítási folyamatából származó tisztított víz újrahasznosításának környezeti hatásait. Disszertációmban összehasonlítok egy korábbi előkezelési technológiát egy fejlett biológiai tisztítási technológiával. Kutatásom során a baromfifeldolgozás és települési szennyvíztisztítás közötti kapcsolódást is vizsgáltam, hogy a fenntartható megoldásokat megfelelő módon azonosíthassam a víz újrahasználati lehetőségek között.

A baromfifeldolgozás tisztított vize legtöbbször kibocsátásra kerül a csatornahálózatba, így szorosan kapcsolódik a települési szennyvíztisztító telepekhez. Az életciklus-elemzésben kiemelt fontosságú, hogy a rendszerhatárokat jó helyen húzzuk meg, de nem szabad figyelmen kívül hagynunk, hogy tevékenységünk más technológiákon keresztül is hatással van környezetünkre. Disszertációm végén ezért egy települési szennyvíztisztító telep technológiai fejlesztését is felmértem az LCA segítségével. A víz-újrahasznosítás potenciálját a víz- és energiahatékonyság növelésének szempontjain keresztül vizsgáltam.

A települési szennyvíztisztítási folyamatok fejlesztése évtizedek óta zajlik, mely jelenleg a tisztítási hatékonyság növelésére és az energiasemlegesség elérésére fókuszál. Az elért környezeti megtakarítások jó példával szolgálnak, így ezek a technológiai fejlesztések az iparban is alkalmazhatók. Mindkét szereplő számára előnyt kovácsolhat a tapasztalatcsere, mivel az ipari szennyezőanyag csökkentés a települési szennyvíztisztító telepekre nehezedő nyomást is mérsékeli, így közös erővel érhető el a fenntarthatóság előre mozdítása és a környezeti hatások visszaszorítása.

Célkitűzés

A körforgásos gazdaság az ipari folyamatok fejlesztésében egyre hangsúlyosabban jelenik meg, elsősorban az erőforrás-felhasználás és a hulladékkezelés fenntarthatóbbá tételét helyezve a középpontba. Ennek ellenére a víz nem szerepel alapanyagként a körforgásos számításokban, miközben több területen kiemelkedő fontossággal bír a vízhasználat, mint például az élelmiszeripar, ahol a víz akár a termék részévé is válhat. A hagyományos mutatók, mint például a vízlábnyom számítás, pedig nem integrálják megfelelően az újrahasználati és újrahasznosítási lehetőségeket.

Jelenleg a körforgásos gazdaság a hulladékkezelésre, az anyag- és energiaáramokra koncentrál, a víz körforgásba való bevonása még kevésbé kutatott terület, a vízintenzív iparágak esetében is. A fenntarthatósági célokat és a víz szűkös rendelkezésre állását figyelembe véve a tématerület azonban kiemeltebb figyelmet érdemelne. Kutatásom során a vízkörforgás kialakításának lehetőségeit a víz és más anyagáramok integrált, körforgásos szemléletén keresztül vizsgáltam az élelmiszeripar és a települési szennyvíztisztítás szemszögéből. E két terület és a vízkörforgás közötti kapcsolódási pontok jelenleg kevésbé feltártak, így kutatásom célja e hiányterület kitöltése, mellyel a fenntartható vízgazdálkodási rendszerek kialakításához járulok hozzá. Először a szakirodalomban népszerű körforgásos gazdasági számítások feldolgozására fordítottam figyelmet, melynek során eltérő fogyasztási volumennel bíró éves adatsorokkal a módszertanok alkalmazhatóságát és

rugalmisságát tanulmányoztam. A mutatók elemzését követő módosításaim révén célom az volt, hogy mérhetővé tegyem az anyagáramok és a víz együttes körforgását. Ehhez különböző újrahasználati útvonalakat jelöltem ki, melyek bizonyíthatják a módosítások alkalmazhatóságát, és életszerű példának is bizonyulnak a felhasznált esettanulmány (baromfifeldolgozás) tekintetében. A körforgásos gazdasági mutatók esetében a vizet, mint alapanyagot integráltam a számításokba, míg a lineáris szemléletű vízlábnyom számítás esetében a víz újrahasználati útvonalakat építettem be a számításokba. A vízkörforgás és a termék életciklusa során felhasznált vízmennyiségek együttesen járulnak hozzá a fenntartható vízgazdálkodás kialakításához.

Kutatásaim másik fókuszterülete az életciklus-elemzésen keresztül megismerni a vízkörforgás kialakításának környezeti hatásait. Mivel a jogszabályi környezet minden ipari szereplőt víz újrahasználatra sarkall, ezért több példán keresztül célszerű megközelíteni a jövőbeni öntözővíz források környezeti hatásait, illetve a víz visszaforgatás lehetséges negatív következményeit. Mindezt két esettanulmányra is elvégeztem, baromfifeldolgozás és települési szennyvíztisztítás területét is vizsgálva. Az egyiknél a víz része egy fogyasztási termék előállítási folyamatának, míg a másikonál a tisztított víz maga a termék. Mindkét tevékenységre igaz, hogy a bemeneti adatok összetettsége a technológia szigorú felügyelete és fejlesztése miatt többszemponútú elemzésre alkalmas és a víz kiemelt szerepet játszik a tevékenységükben. E két területen a víz körforgási lehetőségeit még nem, vagy csak korlátozottan alkalmazzák annak ellenére, hogy jelentős vízhasználattal működnek. A települési szennyvíztisztítás technológiai fejlesztései egyre inkább a körforgásos szemlélet felé haladnak, azonban a tisztított víz értékesítésénél nem épültek ki a megfelelő útvonalak. A mezőgazdasági célú víz újrafelhasználás jó megoldás, mivel csökkenti a pazarlást és erősíti a víztakarékosságot, továbbá a megfelelő minőségű víz már most is elérhető a visszaforgatáshoz. Az élelmiszeripar értékes felvevő piacnak bizonyulhat a mezőgazdasági termelés szempontjából, melyet egyre jobban sújt az aszályos időszakokban a víz szűkös rendelkezésre állása. Így válhat minkét szereplő a globális vízkörforgás aktív résztvevőjévé. Emellett az ipari szennyvíztisztítás fejlődéséhez a települési szennyvízkezelési módszerek mutathatnak utat, ezért a technológiai fejlesztések környezeti hatásainak változása egy kiemelten fontos vizsgálati szempont.

A kutatási hiányterületek feltárása érdekében egy olyan módszertani megközelítést alkalmaztam, mely során a körforgásos gazdasági számításokból és az életciklus-elemzésből nyert ismeretek alapján a víz szerepét jobban hangsúlyozhatom. Kutatásom két fő vonala végül összefonódik, mivel a számításokba integrált víz pontosabb képet ad a linearitásról és

a kialakítható körforgásról, az életciklus-elemzés pedig ezt azzal támasztja alá, hogy rámutat a legkisebb hatással elérhető maximális körforgást biztosító módszerre. Ezáltal a fenntarthatóbb víztechnológiai megoldások kiválasztása lehetségessé válik. Hosszú távon ez a megoldás a baromfifeldolgozás és a települési szennyvíztisztítás fenntarthatóbb működéséhez járul hozzá, biztosítva a gazdaságosabb erőforrás-felhasználást és az ipari együttműködést, fokozva a vízkörforgást.

A fentiek alapján az alábbi kutatási célokat határoztam meg:

1. Körforgásos gazdasági számítások elvégzése és módosítása:
 - a. tartós termékre tervezett számítási módszer alkalmazása fogyasztási termékekre (baromfifeldolgozás) legalább két eltérő adatsor felhasználásával, mely a módszertan rugalmasságára és módosíthatóságára ad információt,
 - b. módszertan módosítása a fogyasztási termék (baromfifeldolgozás) vízvonali adatainak beillesztésével, az elvégzett számítások tesztelése szennyvíz kezelési lépéseken és víz újrahasználati utakon keresztül.
2. Vízlábnyom számítás elvégzése és módosítása:
 - a. vízfelhasználás felmérésére tervezett számítási módszer alkalmazása fogyasztási termékekre (baromfifeldolgozás) legalább két eltérő adatsor felhasználásával, mely a módszertan rugalmasságára és módosíthatóságára ad információt,
 - b. módszertan módosítása a fogyasztási termék (baromfifeldolgozás) lehetséges körforgási útvonalainak beillesztésével, az elvégzett számítások tesztelése szennyvíz kezelési lépéseken és víz újrahasználati utakon keresztül.
3. Életciklus-elemzés elvégzése a körforgásos számítások alátámasztására:

fogyasztási termék (baromfifeldolgozás) előállításánál kibocsátott 1 m³ tisztított vízre számított környezeti hatásainak megismerése a szennyvízkezelési technológia váltása és a víz újrahasználati útvonalak alkalmazása mellett, mely rámutat a legkisebb hatással bíró és maximálisan elérhető körforgásos módszerre.
4. Életciklus-elemzés elvégzése a víz újrahasználatra gyakorolt szennyvíztisztítási technológiák hatásainak bemutatására:

települési szennyvíztisztító telep működése során kibocsátott 1 m³ tisztított vízre számított környezeti hatásainak megismerése a technológiai fejlesztések és a víz

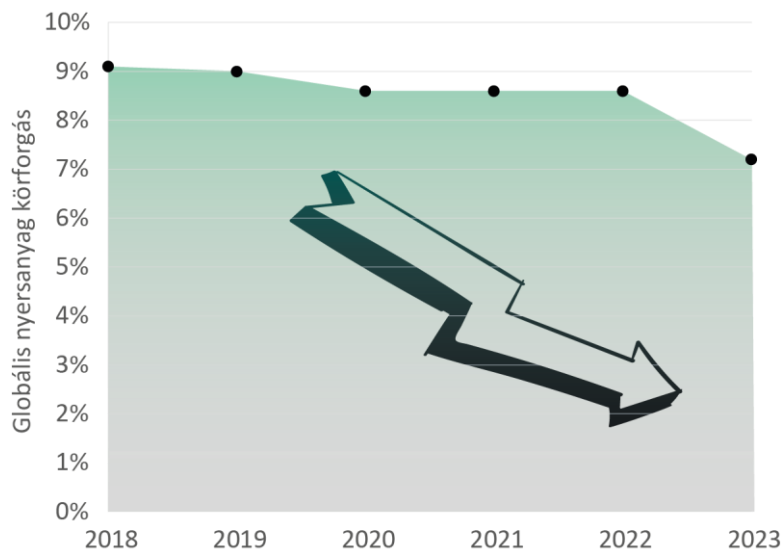
újrahasználati útvonalak alkalmazása mellett, mely hosszú távon támogatja az ipari szennyvízkezelés továbbfejlesztését.

1. Szakirodalmi áttekintés

1.1. Körforgásos gazdaság

A körforgásos gazdaság (CE) kutatása és alkalmazásra való törekvés az elmúlt években egyre hangsúlyosabb, köszönhetően a technológiai hurkok pozitív gazdasági és környezeti hatásának. A gazdasági rendszer átalakulása arra irányul, hogy minimalizálja a hulladékot, csökkentse a környezet terhelését, elősegítse az erőforrások újrafelhasználását és növelje a gazdasági nyereséget [1]. További fejlődéshez azonban támogatnunk kell a termelés alkalmazkodását a fogyasztási oldal növekedéséhez azáltal, hogy ösztönözzük a termékek élettartamának lehető legjobb módon történő meghosszabbítását [2].

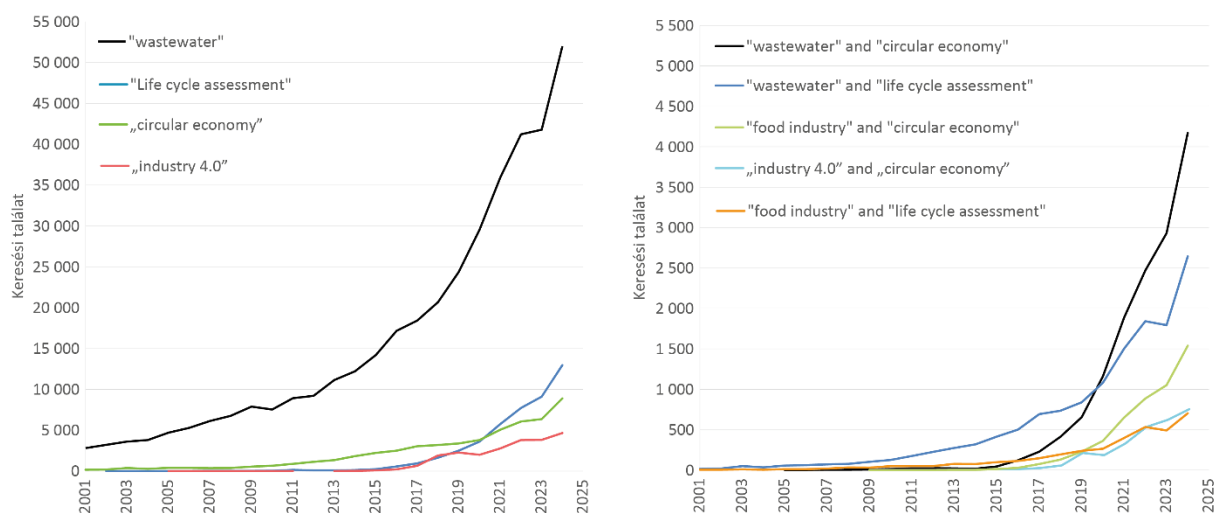
A körforgásos gazdaság 1977-ben jelent meg először említés szintjén a publikációkban [3]. 2008-ban Kínában fogadták el az első körforgásos gazdaságot szolgáló törvényt [4]; ezt követően az Európai Unió 2015-ben adta ki a tagországokra érvényes cselekvési tervét [5]. Az emberiség azonban még csak a folyamat elején tart, különféle típusú visszalépésekkel: 2018-ban globális szinten a nyersanyagok 9,1 %-át használták fel körforgásosan [6], de 2023-ban ez az arány 7,2 %-ra esett vissza [7] (1. ábra). A 2020-as év megmutatta, hogy a változás lehetséges, hiszen a kibocsátásunk csökkent, ennek ellenére a gazdasági formák körforgásos jellege nem változott [8].



1. ábra Globális szinten a nyersanyagkörforgás csökkenése 2018-2023 között
[2018-23. évi Circularity GAP riportok [6] [7] alapján saját szerkesztés]

A kutatási trendek feltárása érdekében célzott kulcsszavas keresést végeztem a ScienceDirect tudományos adatbázisban. A keresés során teljes kifejezéseket, például „life cycle assessment” használtam idézőjelek között, ezzel biztosítva, hogy kizárólag az adott

szókapcsolatra vonatkozó találatok jelenjenek meg. Ez a módszer elkerüli, hogy az adatbázis a kifejezés egyes szavaival kiegészítse az előfordulás gyakoriságát, így pontosabb képet ad a tématerület tudományos feldolgozottságának alakulásáról. A szakirodalmi keresés azt mutatja, hogy 2000 után fokozatosan jelentek meg azok a publikációk, melyek a körforgásos gazdaság témáját tárgyalják (2. ábra). A kritikus területeken megjelentek olyan elemzések, melyeknek ma már gyakorlati hasznát is láthatjuk, azonban 2017 után kezdték el összefűzni CE fogalmát a lineárisabb ágazatokkal (élelmiszeripar, szennyvíztisztítás). Több gyakorlati megoldás is mutatja, hogy a körforgásos gazdaság és az Ipar 4.0 (I4.0) elválaszthatatlan egymástól [9]. Körforgás kialakítása során az ellátási láncok kapcsolódnak, ami az ipari szimbiózis kialakítását sürgeti [10], ezáltal a kritikus területek, például az élelmiszeripar körforgása is fokozható [11]. Az ellátási lánc és a körforgás összekapcsolásával javítható a hatékonyság környezetvédelmi, gazdasági és társadalmi szempontból egyaránt [12], így a fenntarthatósági célok (SDG) [13] teljesüléséhez is közelebb kerülünk.



2. ábra ScienceDirect adatbázisában keresett kulcsszavak előfordulási gyakoriságának időbeli alakulása a megjelenés éve szerint (állapot: 2025.01.30.) [saját szerkesztés]

A körforgásos gazdasággal foglalkozó tanulmányok kiemelt vizsgálati körébe sorolták az élelmiszer-hulladékokat [14], a műanyagokat [15], a kritikus nyersanyagokat [16], az építési hulladékokat [17] és a biológiai forrásokból származó anyagokat [18]. Mindazonáltal a víz a körforgás értékelésének kiegészítő témája, és többnyire mezőgazdasággal foglalkozó témákhoz kapcsolódik [19].

A folyamatok során általában a vizet nem alapanyagának, hanem egyszerű hordozó közegnek tekintik. Bár a gyártás során szennyeződik és kezelni kell, a termékek körforgásos értékelésénél sem a felhasznált víz forrását, sem a sorsát nem veszik figyelembe. Úgy vélem, hogy egy rendszer csak akkor lehet igazán zárt, ha a víz és más alapanyagok

újrafelhasználási stratégiáit együtt kezelik. Ennek érdekében a körforgásos számítási módszerekben figyelmet kell fordítani a vízre - mint erőforrásra - különösen akkor, ha a víz magának a terméknek a szerves részét képezi. Az élelmiszeripar jó példa a viszonylag magas víztartalmú termékekre, amelyek eredendően egyszer használatosak. A települési szennyvíztisztítás esetében a víz és más visszanyerhető anyagok külön-külön terméket alkotnak, azonban a technológia jellegéből adódóan elválaszthatatlanok, ami szintén jó példát jelent.

1.1.1. Körforgásos gazdaság technológiai megvalósítása

Az összekapcsolódásokat vizsgálva [20] nyilvánvalóvá válik, hogy a különböző technológiai területek külön-külön nem kezelhetők, ennek ellenére különféle akadályok hátráltatják a körforgásos gazdaság elérését [21]. Egyesek elkerülhetetlenek (pl. a termodinamikai törvények), mások pedig az elméleti, gyakorlati, politikai és ideológiai ellentmondások feloldásával győzhetőek le [22]. A vállalatok méretétől, az iparágtól és a vevői körtől függő akadályokat minden esetben egyedi módon kell beazonosítani [23], mielőtt a prioritásokat és felelőségeket meghatározzák [24]. A lineáris gazdaságból az élelmiszeripari területeken a legnehezebb kiugrani [25] [26], melyet elsősorban a fogyasztó védelmi szabályozások hátráltatnak. Az állatfeldolgozáshoz elengedhetetlen a több szempontból is környezetterhelő állatnevelési tevékenység, azonban még a húsuparban is van lehetőség hurkok bevezetésére, például trágyából biogázt állítva elő, és ezzel csökkentve az üvegházhatású gázok kibocsátását [27]. Az élelmiszeriparban a körforgás kialakítására leginkább a hatékony hulladékfeldolgozás és visszaforgatás lépéseit vizsgálják [28], például miként válhat az emberi fogyasztásra alkalmatlan melléktermékekből takarmány. A magyar szabályozás [29] erre egyértelmű, hatékony módszereket ajánl a köz- és állategészségügyi kockázat alapján.

A körforgás nemcsak az alapanyag-áramlásokra, hanem a vízfelhasználásra is kiterjedhet. A nulla folyadék kibocsátás (Zero Liquid Discharge, ZLD) az ipari szennyvizek csökkentésének egyik módszere, mely zárt vízkörforgás ipari környezetben történő létrehozására és így az édesvíz felhasználás csökkentésére jött létre [30]. A feldolgozóipar számára is van lehetőség, egy esettanulmányban például húst előállító és feldolgozó technológiában a szennyvizet újrahasználták, ezáltal zárt vízkörforgást hoztak létre a gazdaságon belül [31]. Másik tanulmány a membrán szeparációs eljárást mutatja be a víz visszaforgatás eszközeként [32], három alacsony szennyezettségű víz újrahasznosítására alkalmas példát is felsorakoztatva (tejfeldolgozás, húsfeldolgozás, palackmosó). A

baromfifeldolgozás mosó és hűtési folyamatainak szennyvizét (kb. 1 100 és 900 mg/l kémiai oxigénigényű (KOI)) sikeresen kezelték 30 kDa poliéterszulfon membránokkal, ami 75–95 %-os KOI értékcsökkenést eredményezett, ezáltal nagy lehetőséget mutat a víz újrafelhasználására [33]. Ezt még inkább megerősíti, hogy ezzel az eljárással a mikróbák száma is az édesvíznek megfelelő tartományba csökkenthető [34]. A visszanyert víz öntözési célú újrafelhasználása is lehetőség, azonban az újonnan felmerülő szennyező anyagok aggodalomra adnak okot [35].

1.1.2. Körforgás értékének meghatározása

A körforgásos gazdaságra való sikeres áttérést segíti, ha a tevékenységeket gazdasági és környezetvédelmi szempontból egyaránt elemezzük [36]. A mérést elvégezhetjük nano-, mikro-, mezo- és makroszinten, vagyis a gazdaság különböző szintjein. A nanoszint 1-1 terméket vizsgál, a mikroszinten a vállalatok értékelhetők, a mezoszint egy-egy ország körforgásosságát méri, míg a makroszinten a mutatók globális léptékű számokkal dolgoznak. Ahhoz, hogy a globális körforgásos érték javuljon, az alacsonyabb szinteken kell változtatnunk, melyek állapotának felmérésére a különböző szintű mutatók rendelkezésre állnak [37] [38]. Szem előtt kell azonban tartanunk, hogy a mikroszintű mutatók csupán rész megoldásokhoz vezetnek és kizárólag a gazdasági szempontokra összpontosítanak [39]. A kritikus területekre kiválóan rámutatnak, de nem ajánlanak fel továbblépési lehetőségeket, így az ipari partnerek sem tudnak kapcsolódási pontot keresni egymás közt. Ennek ellenére ezek az indikátorok jó kiindulópontok egy komplex, minden részterületre kiterjedő elemzéshez [36], mely megalapozhatja a körforgásos gazdaság és az Ipar 4.0 jövőbeni összekapcsolását.

Kutatásomat a szakirodalomban javasolt mutatók áttekintésével kezdtem, melyek egy magyar baromfifeldolgozó vállalat adatainak felhasználására alkalmasak lehetnek (1. táblázat). A nano- és mikroszintű mutatók között kerestem azokat a mutatókat, melyek anyag- és erőforrásközpontúak [40]. Fontos szempont volt, hogy a számítások megismételhetők, és kellő összetettségűek legyenek, akár többszintű elemzést is el lehessen végezni velük. A körforgásos gazdasági indikátor prototípus (CE indicator prototype, CEIP) [41] és a körforgásos gazdasági eszköztár (Circular Economy Toolkit, CET) [42] – két gyors megoldás – a termékek összehasonlítására, előzetes elemzésre alkalmas, a döntéshozók számára a körforgás felé fordulást ösztönzik anélkül, hogy részletesebb képet adnának a technológiáról. A termékszintű körforgásos mutató (Product-Level Circularity Metric, PCM) [43] részletesebb felméréssel motiválja a gyártókat a visszaforgatott anyagok

használatára, míg a körforgás kalkulátor (Circularity Calculator, CC) [44] megmutatja az alapvető tervezési döntések körforgásos következményeit. Mindkét módszer a gazdasági értékekkel támasztja alá a termékfejlesztés körforgásos ösztönzését. Tervezés, újratervezés, benchmarking szakaszokban a körforgásos potenciál mutató (Circularity Potential Indicator, CPI) [45] is alkalmazható, mely a korábbiakhoz képest a termék életútját is figyelembe veszi. A szennyvíz cirkonómia mutató (Circonomics Index of wastewater, CI_{ww}) [46] egy speciális mutató a szennyvíztisztításra, mely az árnyékárát figyelembe veszi, vagyis az elkerülhető költségeket. Nem minden technológiára alkalmazható ez a módszer, de jó példa a gazdasági teljesítmény mérésére. Az anyagáramokat más szempontokkal is össze lehet vetni, például a körforgásos index (Circularity Index, CI) [47] az anyag előállításához szükséges energia körforgását is méri. Számos mutató a hulladék oldalra koncentrál, mint a körforgásos gazdasági index (Circular Economy Index, CEI) [48], a körforgásos gazdaság teljesítménymutató (Circular Economy Performance Indicator, CEPI) [49] és a hulladék hierarchia index (Waste Hierarchy Index, WHI) [50]. A CEI egy egyszerű újrafeldolgozási arányszámítással kizárja a körforgásos gazdaság egyéb hatásait. A CEPI a környezet terhelését figyelembe véve segíti a döntéshozókat a hulladékáramok irányításában. A WHI a hulladékhierarchia megvalósulását méri, visszacsatolást ad a fejlesztendő és elvetendő műveletekre a CE elérése érdekében. Ez az előny hátrány is egyben, mivel a termék életútjának a végére fókuszál. Két olyan mutató van, amelyik kellő részletességgel számítja a körforgás mértékét figyelmen kívül hagyva a gazdasági értékeket, de fókuszál a termék élettartamára. Leggyakrabban alkalmazott az anyag körforgásos mutató (Material Circularity Indicator, MCI) [51], valamint annak továbbfejlesztése a termék körforgásos mutató (Product Circularity Indicator, PCI) [52], melyek a termékek és anyagáramok részletes ismeretét igényli, ugyanakkor lassú, de megbízható módszerek a már meglévő termékek értékelésére.

A klasszikus, körforgást nem mérő számítási módszerek a körforgásos mutatóknak kiegészítői maradnak addig, amíg egy komplex, mindenre kiterjedő számítási módszert ki nem fejlesztenek. Erre jó példa a vízlábnyom számítás (Water Footprint, WF) [53], mely a felhasznált víz mennyiségét méri termelési adatok alapján. A legtöbb mutatóval szemben ez a teljes életútra fókuszál, és nem veszi figyelembe a körforgást. Mindazonáltal a körforgásos mutatókba integrálható vízszámításra jó megoldást jelent, széles körben alkalmazott módszer és ezért számtalan szakirodalmi és gyakorlati adat áll rendelkezésre. A tisztított víz minőségi index (Effluent Quality Index, EQI) [54] a szennyezés kibocsátása miatt fizetendő bírságokhoz kapcsolódik, mely szintén jó kiegészítője lehet a körforgásos mutatóknak, ha a

vízoldalt is vizsgáljuk. A mutató az általános környezeti hatások bemutatására alkalmas, viszonylag rövid számítási igényt követően.

1. táblázat Áttekintett mutatók listája rövidítéseikkel és forrásaikkal

Mutató neve	Rövidítés	Forrás	Adatigény	Specifikáció
CE indicator prototype	CEIP	[41]	termék életút	kérdőív jellegű, ipari szereplőkkel bevonásával készült
Circonomics Index of wastewater	CI _{ww}	[46]	anyagáramok, gazdasági értékek	szennyvíztisztítási technológiára tervezve
Circular Economy Index	CEI	[48]	gazdasági értékek	
Circular Economy Performance Indicator	CEPI	[49]	anyagáramok („Life Cycle Inventory”)	„környezeti előnyök” LCA megközelítéssel
Circularity Calculator	CC	[44]	anyagáramok	gazdasági értékekkel kiegészíthető
Circular Economy Toolkit	CET	[42]	termék életút, anyagáramok	megszűnt
Circularity Index	CI	[47]	anyagáramok, energiaigény	
Circularity Potential Indicator	CPI	[45]	termék életút, anyagáramok	
Material Circularity Indicator	MCI	[51]	anyagáramok	
Product Circularity Indicator	PCI	[52]	anyagáramok	MCI továbbfejlesztése
Product-Level Circularity Metric	PCM	[43]	anyagáramok, gazdasági értékek	
Water Footprint	WF	[53]	anyagáramok, vízlábnyom értékek	direkt és indirekt vízigény számítás
Waste Hierarchy Index	WHI	[50]	anyagáramok	hulladékgazdálkodási terület

A korábban említett módszertanok statikus módon nyújtanak információt. Az életciklus-elemzés ezzel szemben átfogóan veszi figyelembe a rendszerhatáron belüli folyamatok között kialakult kapcsolatokat a termék vagy technológia teljes életciklusán keresztül, és magába foglalja a vízmérleget is [55]. Mivel a környezeti hatások feltérképezésére helyezi a hangsúlyt, a vízlábnyom [56] és a körforgásos számítások [57] alapjául is szolgálhat, de a módszerek nem cserélhetők fel. Rocchi és tsai. [58] kísérletet tettek az életciklus alapú környezeti hatások és a mezőgazdasági rendszerek anyagi körforgásának egyidejű felmérésére, de a víz nem került be az anyagáramlásba. Rufi-Salís és tsai. [59] szerint az MCI-nek vannak bizonyos rendszerszintű korlátjai. Amikor a városi mezőgazdaságban a körforgás javításának módjait vizsgálták, a víz bevonása az anyagáramba nullázta az MCI-értéket. Ezért javasolták az LCA és az MCI kombinálását, hogy jobban értelmezhetővé váljanak egy rendszer környezeti és körforgásos vonatkozásai.

1.1.2.1. Circular Economy Indicator Prototype (CEIP)

A kérdőív jellegű körforgásos gazdasági indikátor prototípus [41] egy egyszerű és gyorsan alkalmazható eszköz, mellyel a termékek összehasonlíthatók, valamint egy termék jövőbeli módosításai vizsgálhatók. Ösztönzi a döntéshozókat a körforgás bevezetésére anélkül, hogy részletes képet adna a technológiáról. Kevés adatot igényel, így megfelelő módszer az első körforgásos állapotfelmérésekhez olyan iparágakban, melyeknél nem állnak rendelkezésre részletes anyagmérlegek. A körforgás értékekét a tervezéstől a megvalósításon át az életciklus végéig kell nyomon követni, de a kérdések nagyobb változékonyságot eredményezhetnek a kérdések kétértelmősége értelmezhetősége miatt [60]. Ez a korlát mérsékelhető a kérdőív műhelyszerűen történő kitöltésével. Brändström és Saidani [61] rámutatott, hogy a CEIP általában alacsonyabb értéket ad, mint más módszerek, ugyanakkor jó áttekintést ad a tényleges állapotról és a körforgással kapcsolatos összefüggésekről. Ezt az állítást erősítették meg egy árapály-energiatermelő berendezés vizsgálta során [62], kiegészítve azzal, hogy az anyagkörforgásos mutató túlbecsüli a körforgás mértékét. Az öt foratókönyv vizsgálata rámutatott, hogy az energiefelhasználást képes értelmezni a CEIP, azonban teljes körű szénlábnyom-vizsgálat nélkül nem lehet megérteni az összes változás következményeit, például az élettartam-hosszabbítást és a felújítást. Saidani és tsai. [63] egy katalizátort körforgásos értékét vizsgálva kijelentették, hogy a CEIP egyetlen pontszámon keresztüli értelmezése elrejt a körforgásos gazdaság összetettségét, mégis hangsúlyozzák, hogy könnyű használata és egyszerűsége miatt alkalmas a körforgásos gazdaság elveinek ipari gyakorlatban való elterjesztésére.

Kutatásom során a CEIP indikátort a vízkörforgás szempontjából elemeztem, és azokat az életciklus szakaszokat vizsgáltam meg részletesebben, melyeknél a víz - mint anyagáram - megjeleníthetővé tehető. Módosításaim során a vízhasználat és a víz-újrahasznosítás kiemelt szerepet kapott. Ilyen módon az ipari vízkörforgás értékelése is lehetővé vált egy olyan módszerrel, amely eredetileg termékszintű értékelésre született.

1.1.2.2. Material Circularity Indicator (MCI)

Az egyik leggyakrabban alkalmazott módszer a körforgás mértékének részletesebb kiszámításához az anyagkörforgásos mutató [51], mely figyelmen kívül hagyja a gazdasági értékeket, miközben a termék teljes élettartamára összpontosít. A mutató a másodlagos nyersanyagok arányán, a termék élettartamán és az újrahasznosítás mértékén alapul. Az MCI használatához részletes anyagáram- és életciklus-információkra van szükség, így adatigényesebb, mint a CEIP, ezért időigényes, de megbízható módszer a meglévő termékek

értékelésére. Hátránya, hogy nem veszi figyelembe a termék környezeti hatásait, ezért érdemes életciklus-elemzéssel összekapcsolni, hogy kimutathatók legyenek a körforgás javításának módjai a környezeti hatások mérséklése mellett [64]. Az MCI számos iparágban népszerű, elsősorban tartós termékek körében. A baromfi nevelése és feldolgozása inkább lineáris, mint körforgásos tulajdonságokkal rendelkezik [58]. Egy esettanulmányban az LCA és az MCI kombinált elemzése azt mutatta, hogy a háromrétegű műanyag csomagolóanyagok esetében az újrahasznosítás számának növekedése környezeti előnyökkel jár, miközben két újrahasznosítási kör adta a legmagasabb körforgásos értéket [65]. A két módszer együttes alkalmazását erősíti meg a használt gumiabroncsokról szóló esettanulmány [66], mely szerint az MCI a körforgásos tervezés támogatása szempontjából fontos a terméket alkotó anyagok megőrzése érdekében, míg az LCA kiegészítő perspektívát nyújt a rendszer határai és a szennyezőanyag tárolásra nehezedő nyomást mérő mutatók szempontjából. Az árapály-energiatermelő berendezés esettanulmánya [62] alapján a termékek körforgásos jellegének értékelésére szolgáló politikák és módszerek nem korlátozódhatnak egyszerű mutatókra, mivel az LCA alkalmas az új termékek és üzleti modellek környezetvédelmi hitelességének validálására. Corona és tsai. [67] szerint a körforgás és a klímaváltozás céljai nem fedik egymást a lignin alapú aszfaltgyártás esetében. Az építőiparban módszerek kombinációját alkalmazzák (bölcsőtől bölcsőig életciklus-elemzés előre jelző épületrendszeri körforgásos mutatóval), ahol az anyagközpontú MCI az első lépés a rendszer körforgásos értékének meghatározásában [68] [69].

Az MCI nem tekinti nyersanyagnak a vizet, ezért kutatásom során úgy módosítottam, hogy a számításokban szerepeljen a vízhasználat és az vízújrahasznosítás is, szemben Kakwani és Kalbar [70] munkájával, akik az MCI logikáját alkalmazva kidolgozták a víz körforgás mutatóját a víz más anyagáramoktól elkülönített értékelésére. Ez az eszköz, bár előremutatóan alkalmazza az 5R stratégiát (csökkentés, újrafelhasználás, újrahasznosítás, visszanyerés és helyreállítás), szigorúan a városi vízhozamok felmérése, monitorozása és javítása szolgál. Más iparágakban való alkalmazhatóságát ez az átalakítás korlátozza.

1.1.2.3. Vízlábnyom (WF)

A vízlábnyom módszert [53] széles körben alkalmazzák a közvetlen és közvetett víz felhasználás kiszámítására. A felhasznált víznek a mennyiségére fókuszál a mutató, amelyhez a termelési adatokon keresztül lehet eljutni. A módszer három komponensből áll: kék (felszíni és felszín alatti víz), zöld (csapadékvíz) és szürke (a vízszennyezés mértéke) vízlábnyom. A számítási módszer széles körben elterjedt, különösen a mezőgazdaság és az

élelmiszeripar területén, mivel jól képes kvantifikálni a termelési rendszerek vízigényét. Előnye, hogy számos szakirodalmi forrás és kísérleti eredmény áll rendelkezésre, azonban a legtöbb indikátorral ellentétben a teljes életciklusra koncentrálnak és nem veszik figyelembe a körforgást. Az életciklus-elemzés és a WF kombinált alkalmazása javasolt [71] a fenntartható vízfogyasztás részletes megértéséhez mind a kék, mind a zöld víz kategóriákban. Az élelmiszeriparhoz kapcsolódó szakirodalomban gyakran találkozni a szén- és vízlábnyom együttes elemzésével. A brokkoli melléktermékekből történő glükoszínolát-kivonás környezeti hatékonyságát korlátozza a vegyület alacsony koncentrációja [72], azonban így is elérhető 20 %-os csökkentés az üvegházhatású gázok kibocsátásánál, melyhez 5,5 %-os a vízfogyasztás mérséklés társul. Amador-Cervera és tsai. [73] a kombinált alkalmazás során kimutatták, hogy az élelmiszer-vesztés és -pazarlás megelőzésére irányuló intézkedések növeli a környezeti előnyöket, valamint a szén- és vízlábnyoma képes együttesen mozogni. A kávéiparban a szennyvíztisztítási folyamatok átalakításával 60 %-kal szorítható vissza a szén- és vízlábnyom [74], miközben elérhetik a 80 %-os KOI és BOI kibocsátás csökkentést.

Kutatásom során figyelmet fordítottam arra, hogy a számításba beépítsem a víz újrafelhasználását, így a módszert a körforgásos módszerek felé irányítsam. Amennyiben a víz egy része visszakerül a rendszerbe (pl. technológiai célra vagy öntözésre), akkor azt a kék vízlábnyomból levonva számoltam. Ezzel egy körforgásos értékelést lehetett elérni, és kimutathatóvá vált, hogy egyes újrahasználati megoldások milyen mértékben mérséklik az édesvíz-igényt.

1.1.2.4. Körforgásos számítások és a víz kapcsolata

A különböző mutatók értékelése alapján egyetlen módszertan sem képes teljes és kimerítő értékelést adni egy technológia vagy egy szervezet termékének a teljesítményéről. Mindazonáltal a stratégiai döntések jelenlegi állapotáról és hatásairól tényeken alapuló információkat szolgáltató aggregált mutató használata kényelmes a döntéshozók számára, és elősegíti a körforgásos megközelítés általános érvényesítését. Ebből a szempontból a körforgásos mutatók hiányossága, hogy a vizet nem veszik figyelembe alapanyagként a számításoknál. Ez különösen akkor igaz, ha a víz a termék, például élelmiszerek részévé válik. Abban az esetben, ha a víz csak tisztításra vagy fűtésre szolgál, újrafelhasználható a technológián belül vagy a létesítmény határain kívül, tehát a vízkörforgás kialakítása a vízviszanyerésen és újrafelhasználáson keresztül megvalósítható.

Ezért a két kiválasztott körforgásos mutatót (CEIP és MCI) úgy módosítottam, hogy a vízhasználatot, ártalmatlanítást és újrafelhasználást más anyagáramokkal együtt kezeljék. Ez más megközelítés, mint Kakwani és Kalbar [70], akik az MCI algoritmusával külön indikátort hoztak létre a vízvonalhoz. Ezenkívül a vízlábnyomot azért számítottam ki, mert a vízhasználat hagyományos értékelésére használják különféle technológiákban. Azonban úgy módosítottam, hogy a víz lineáris megközelítésétől eltávolodjon, ezáltal az újrahasznosítás figyelembe vehető a lábnyom számításban.

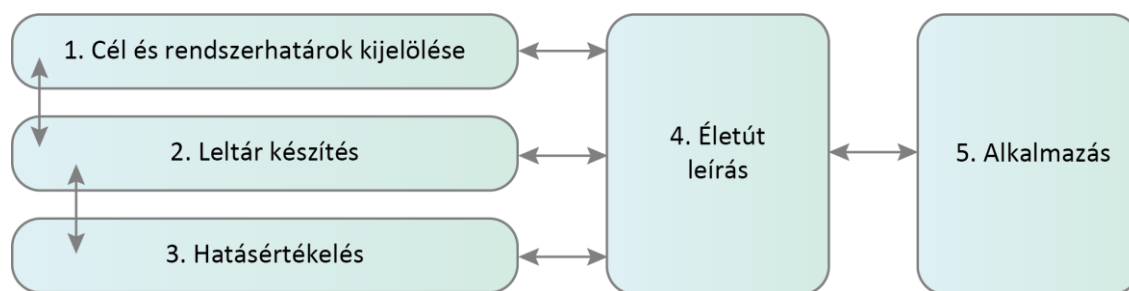
1.2. Életciklus-elemzés

A körforgásos gazdaság szemléletformáló hatása megjelenik az erőforrások felhasználásában és a hulladékok kezelésében akár a tudományos, akár a hétköznapi emberek szemüvegén keresztül nézzük. A take-make-waste modellről a körforgásos folyamatokra való áttérés célja az anyagok, termékek és erőforrások értékének maximalizálása. Az átállás egyik mozgató rugója az életciklus-elemzés, mely lehetővé teszi az alapanyagok, termékek és folyamatok környezeti hatásának nyomon követését a teljes életút során.

Az életciklus-elemzés egy döntéstámogatási eszköz, melynek alkalmazási köre (pl. termékfejlesztés, ökocímke, zöld beszerzés) meghatározza annak összetettségét [75]. A fogalmi LCA a legegyszerűbb módszer, melyben egy lista alapján történik a környezeti hatások becslése. Az egyszerűsített LCA a teljes életciklust veszi figyelembe, azonban általános adatokat használ fel, vagyis becsüli a környezeti hatásokat. A legösszetettebb a részletes LCA, mely az életciklus minden lépését elhanyagolások nélkül elemzi. Utóbbiból születik a legtöbb tudományos eredmény, melyek száma folyamatosan növekszik. 2001-ben még 167 publikáció foglalkozott a kifejezéssel, 2024-re számuk 8 912-re nőtt és napjainkig összesen 55 711 kapcsolódó publikáció jelent meg a témában (2. ábra).

Az életciklus-elemzés módszertana folyamatosan fejlődött a megjelent tanulmányoknak köszönhetően és összeolvadt olyan kifejezésekkel, mint a fenntarthatóság és a körforgásos gazdaság. Mára ez egy szabályozott tevékenység, a vizsgálatot az ISO 14040:2006 [76] és az ISO 14044:2006 [77] nemzetközi szabványok elvei szerint javasolt elvégezni. A szabványok iránymutatásai szerint az elemzésnek meghatározott lépései vannak (3. ábra). Először a cél és rendszerhatárokat kell megfogalmazni, melyet a leghosszadalmasabb lépés követ, a leltárkészítés. A hatásértékelést követően leírható az életút, de figyelembe kell venni, hogy az egyes lépések között átjárhatóság van és a nem megfelelő eredmények fényében a folyamatot újra kell tervezni. Az életciklus-elemzés utolsó pontja az alkalmazás,

mely az elemzőtől függően lehet egy technológiai váltás vagy egy új termék bevezetése, esetleg a már meglévő termékek környezeti hatásainak összehasonlítása.



3. ábra Életciklus-elemzés lépései az ISO 14040:2006 [76] és 14044:2006 [77] szabványok alapján [saját szerkesztés]

Az életciklus-elemzés rugalmasan alkalmazható, termék életút vizsgálata mellett folyamatszempléletű elemzésre is használható. Például a szennyvíztisztítás területén a különböző tisztítási módszerek környezeti hatásait hasonlítják össze [78] [79], azonban az elemzések minőségének és összehasonlíthatóságának biztosítása érdekében körültekintően kell kiválasztani a funkcionális egységet [80].

1.2.1. Körforgás gazdaság és az életciklus-elemzés kapcsolata

A körforgásos gazdaság felé haladva számos technológia átalakulása jelentős előrelépéshez vezetett a körforgás megvalósításában [81]. Mindazonáltal továbbra is kihívást jelent a természetes körfolyamatok megismétlése, ahol az összes mellékterméket egy másik eljárásban hasznosítják, különösen a vízre támaszkodó iparágakban [82], melyek közé az élelmiszeripar is tartozik [83]. Az életciklus-elemzés felbecsülhetetlen értékű eszköz a környezeti és gazdasági hatások [84], valamint a jelenlegi és a javasolt megoldások [85] körforgásos értékének alapos megértésében, melyeket körforgásos számításokkal kiegészítve [86] a folyamatok a CE irányába tolhatók el.

Az Európai Unióban felmérték egy átlagos polgár bevásárlókosarát és értékelték a termelési fázisban felhasznált vizet [87]. A tanulmány egyik legfontosabb megállapítása az volt, hogy az életciklus végi szakasz (emberi ürülék és szennyvízkezelés) gyakran nagyobb hatást gyakorolt, mint a szállítás és az üzemeltetés. A hús- és tejtermékek minden környezeti hatás kategóriában kiugróan bizonyultak. Termelési szempontból az intenzív baromfityénységnek jelentős ökológiai lábnyoma van [88].

Felismerve a kihívásokat, az élelmiszeripari körforgás előmozdításának egyik módja lehet a szennyvízkezelési megoldások vagy a megvalósítható víz újrafelhasználási lehetőségek alkalmazása. A szennyvíztisztítás szükségességével szembenézve sokrétű

előnyökhöz juthatunk: megnövekedett tisztítási hatékonyság, fenntartható megoldások, környezetvédelem, szakpolitika kialakítása és új kutatási irányok [89]. Még akkor is, ha a technológián belüli újrahasznosítás nem okoz jelentős környezeti javulást [90], érdemes megfontolni, hogy a víz elérhetősége probléma-e. Ennek következtében több nagyszerű megoldást vezettek be a vízügyi szektor körforgásának megvalósítására [91]. A kezelt víz meghatározott vízminőségi követelményekkel történő újrafelhasználására már az élelmiszeriparban is rendelkezésre állnak olyan technológiák [92], amelyek a vakolatiparban is alkalmazhatók [93]. Ilyen példák lennének a genetikailag módosított mikrobák és mikroalgák „biofinomítói” [94], melyek társíthatók „öngyilkos” génekkel [95] és olyan bevált technológiák mellett alkalmazhatók, mint a nanoszűrés és a fordított ozmózis [96]. Ezeknek a megoldásoknak az alkalmazását azonban az életciklus-elemzésnek kell irányítania, hogy a környezeti előnyöket hatékonyan meghatározhassuk [97]. Corominas és társai a 2013-as javaslatukat szem előtt tartva összeállítottak egy legjobb gyakorlati útmutatót („best practice guide”), mely több elemzés tapasztalatait foglalja össze és javaslatokat fogalmaz meg a szennyvíztisztítás életciklus-elemzéséhez [98].

A körforgásos gazdaság, az életciklus-elemzés, a víz újrafelhasználása és az élelmiszeripar közötti kapcsolat számtalan lehetőséget és kihívást tár fel. Arra ösztönöz, hogy átgondoljuk a hagyományos gyakorlatokat, fenntartható megoldásokat találjunk, melyben egyensúlyban van a környezetvédelem, a gazdasági és társadalmi igény egyaránt.

1.2.2. Életciklus-elemzés a baromfifeldolgozásban

A brojler neveléssel összefüggésben számos életciklus-elemzést végeztek, amelyek a takarmánygyártástól a vágóhidakig terjedő környezeti hatásokra világítottak rá a teljes életciklus során, olykor a trágyakezelést is belefoglalva a rendszer határaiba [99]. A csirkehús feldolgozás legszennyezőbb lépése a vágóhídra nevelés időszaka [100], azonban a környezeti hatások szezonálisan változnak a földgáz fokozott felhasználása miatt [101]. A hatásokat az állati takarmány típusa befolyásolja [102] [103], mely csökkenthető fehérjeszegény étrenddel [104] és alacsonyabb takarmányfelhasználással [105]. Ehhez kapcsolódóan a rovaralapú tápanyagokról is vita folyik [106]. Ezeknek az erőfeszítéseknek az ellenére a brojler nevelés nagyobb környezeti hatást fejt ki [107], mint a takarmányfeldolgozás [108]. A brojler farmok 3 fő alterületet vizsgálnak: tenyész állományok, keltetőtojások, naposcsirke nevelése. A hagyományos baromfínevelést károsabbnak ítélték meg, mint az iparban rövidebb élettartammal azonos vágósúlyra nevelést [107].

A baromfi jólétének fokozása kínálhat lehetőséget az üvegházhatású gázok kibocsátásának csökkentésére [109]. A fenntartható étrend megválasztása a húsmínőségre és a bélflórára gyakorol pozitív hatást, míg a takarmányozási költségek csökkentéséhez és a gazdálkodás környezeti hatásainak javításához is hozzájárul [110]. Azonban minden módosítást alapos értékelésnek kell megelőznie, hogy figyelembe vehessék a több ágazatot is érintő hatásokat [111] [112], mert rejtve maradhatnak olyan környezeti hatások, mint az eutrofizáció és a savasodás [113]. A lehetőségeknek ez azonban nem szabhat gátat. Az életciklus-elemzés szimulációkkal és mesterséges intelligenciával való integrálása ígéretesnek bizonyult az energia- és nyersanyagfelhasználás optimalizálása terén, ami jelentős hatáscsökkenést eredményezett [114].

A legtöbb tudományos közlemény a baromfifeldolgozással kapcsolatban rendszerhatáron belül foglalkozik a vízzel, mivel ez a mezőgazdaság, a baromfijólét és a vágóhidak kulcsfontosságú eleme. A víz sorsát, az újrafelhasználási potenciálját és megvalósíthatóságát azonban gyakran figyelmen kívül hagyják annak ellenére, hogy korábban megállapították, a vízfelhasználás egyre jelentősebb szerepet játszik a húsfeldolgozásban. Ez azt jelenti, hogy a vízcsökkentés és az újrahasznosítás lehetőségeinek vizsgálata elengedhetetlen.

A baromfifeldolgozó üzem szennyvíz újrahasznosításának legnagyobb kihívásai azonban műszaki, társadalmi, politikai és gazdasági kérdésekben gyökereznek. A technológiai szennyvíz visszanyerése az édesvízigény, a keletkezett szennyvíz és a felhasznált energia csökkentése mellett előnyös az üzemek számára [115], ezért a hasznosítási technológiák azonosítása fontos feladat. Másrészt nagy akadályt jelenthet a hatékony vízgazdálkodási tervek hiánya [116]. A baromfi szennyvíz a hozzátartozó magas szervesanyag- és tápanyagtartalom (N, P) miatt szennyezheti a befogadó víztesteket [117], ezért a kezelési lehetőségek azonosítása a baromfifeldolgozó létesítményeken belül elengedhetetlen. A kezelési technológia megválasztását, a meglévő kezelési költségeket és az előírásoknak való megfelelést, valamint ezek környezeti hatásait a teljes életciklusra kell elemezni [118], hogy megalapozott megoldást kapjunk. Egy lehetőség lehet az Európai Unió által támogatott mezőgazdasági célú újrahasznosítás [119], mely termény kategóriánként határozza meg a vízminőségi követelményeket. Mivel a földrajzi különbségek nagy hatással vannak a technológiákra és azok elfogadottságára [120], az optimális fejlesztési megoldások is régióként eltérőek lehetnek, ami megköveteli a megfelelő technológiai módszerek és forgatókönyvek különböző szempontok szerinti értékelését. A baromfifeldolgozás jól mutatja az élelmiszeripari vízújrahasznosítási útvonalak korlátozását. A felszíni víztestekbe történő kibocsátás [116], a technológiai szennyvíz újrafelhasználás [121] csökkentett

vízfogyasztással kombinálva [122], valamint az öntözési célú újrafelhasználás [123] lehetőségei a körforgás szempontjából átfogóan elemezhetők [124]. Mivel a legújabb vízügyi politika aktívan hozzájárul a vízhiányos problémák kezeléséhez [120], az összehasonlító életciklus-elemzések mellett más víz újrahasználati szempontokat és kérdéseket is meg kell vitatni.

1.2.3. Életciklus-elemzés a szennyvíztisztításban

A körforgásos gazdaság kialakítása során nem találni olyan ipari technológiát, mely nem kapcsolódik a szennyvíztisztítás valamely formájához, az alkalmazottak természetes igényei miatt legalább a kommunális szennyvíztisztítókkal kapcsolatban állnak. Ezért a települési szennyvíztisztító telepek megismerése is kiemelt fontosságú. Jacque és tsai. [125] szerint az eredményes vízmegtakarítási kezdeményezések hosszú távon a csatornahálózat működtetését és a szennyvízkezelés hatékonyságát kedvezőtlenül érinthetik. Az energiasemlegesség és a folyamatosan javított tisztított víz minőség elérése mellett az üzemeltetési módosítások integrált értékelésére van szükség, hogy az új technológiák egyszerre biztosítsák a fenntarthatóságot és a hatékonyságot az aktuális jogszabályi követelményekhez igazodva. Az életciklus-elemzés átfogó keretet nyújt az ilyen technológiai változások környezeti hatásainak elemzéséhez és a fejlesztési alternatívák összehasonlításához. Corominas és tsai. [98] átfogó útmutatót adtak ki az LCA elvégzéséhez a kommunális szennyvíztisztításról, és kiemelték, hogy az hogyan támogathatja az új technológiák bevezetését. A szennyvíztisztító telepek modernizálása pozitívan befolyásolhatja a környezetet, ha a tiszta energia, az iszap hasznosítása és a tisztított víz újrahasznosítása előtérbe kerül [126]. Az energiahasznosítás anaerob lebontás révén javítható, ami mérsékelheti az eutrofizáció és az éghajlatváltozás hatásait [127]. Emellett a levegőtető medencéből az anoxikus medencébe kötött belső recirkuláció csökkentése alacsonyabb energiafogyasztást eredményezhet [128]. Ez a változtatás azonban ronthatja a tisztított víz minőségét, ezáltal súlyosbítva az eutrofizációs hatásokat. Az új technológiák további erőforrásokat igényelnek és emiatt nagyobb környezeti hatásokat okoznak [129], azonban a tisztított víz minőségének javulásából származó későbbi előnyök ezt ellensúlyozhatják [130]. A fertőtlenítési folyamat környezeti hatása függ a felhasznált energia és vegyszerek mennyiségétől, valamint a szennyvíz minőségétől [131].

A különböző szennyvíztisztító telepek és technológiák összehasonlítása alapos megfontolást igényel akár a helyi jellemzők [132], akár az alkalmazott technológiák eltérése miatt [133]. Az életciklus leltár havi vagy éves átlagokból épül fel [98], bár az egy éven túli

időbeli eltérések nem feltétlenül jelentősek [134], azonban növelhetik technológiai beavatkozások okozta eltérést. A tervezési szakaszban elegendő lehet a kiemelt teljesítménymutatók éves átlagának felhasználásával azonosítani a technológiai beavatkozások által okozott hatásokat [135]. Egy folyamatosan korszerűsített telep korábbi környezeti teljesítményének elemzésekor azonban, a befolyó víz minőségének és mennyiségének ingadozása háttérbe szoríthatja a technológiai változások hatásait.

1.3. Szennyvízkezelés és víz-újrahasznosítás

Az új települési szennyvízkezelési irányelv [136] miatt növekszik a települési szennyvíztisztító telepekre nehezedő nyomás, mivel a tisztítási hatékonyságot továbbra is növelni kell az energiasemlegesség elérése mellett. A vízellátásban és a vízkeresletben az integrált megközelítés elengedhetetlen a globális népességnövekedés és a gazdasági fejlődés okozta kihívások kezelésében [137]. A folyamatos technológiai fejlesztéseknek több célt kell szolgálniuk, például a tisztított víz minőségének javítását, a szennyvíztelepek teljes környezeti lábnyomának csökkentését, a költséghatékonyságot és a külső energiafüggés minimalizálását. Erőfeszítéseket tesznek az újonnan felmerülő szennyező anyagoknak és a szennyvízkezelésnek a körforgásos gazdaságba történő integrálására az erőforrások visszanyerése révén. A biológiai szennyvíztisztító rendszerek már kiforrott technológiák, melyek különböző körülmények között hatékonyan távolítják el a makrotápanyagokat és felelnek meg a vízminőségi követelményeknek [138]. Anaerob lebontással társítva a szerves anyagokat át lehet alakítani energiává [139], ami lehetővé teszi, hogy a rendszer energiasemlegességet vagy akár nettó pozitív energiamérleget érjen el. [140]. A metán nem megfelelő tárolása azonban nem kívánt üvegházhatású gázkibocsátáshoz vezethet [141]. Eközben a szennyvíztisztításban alkalmazott zéró kibocsátású technológiák csupán 69,7 %-kal csökkenthetik a szén-dioxid-kibocsátást [142].

A szennyvíztisztító telepeknek a tisztított vizet újrafelhasználásra is fel kell készíteniük. A tisztított víz például enyhítheti a vízhiányt [143] azáltal, hogy öntözési célok során az édesvízkészleteket helyettesíti [144]. Ennek egyik fő akadálya az elfolyóban jelen lévő kórokozók, azon belül is különösen veszélyesek az antibiotikumoknak ellenálló baktériumok (például *Pseudomonas aeruginosa*), bár a fertőtlenítési eljárások hatékonyan inaktívalhatják ezeket a kórokozókat [145]. Számos fertőtlenítési módszer, például az ózonozás, egyidőben képes inaktíválni a baktériumokat és oxidálni a mikroszennyező anyagokat [146], ami egy másik kihívást is jelent a szennyvíz újrafelhasználásának megkönnyítésében.

A környezet védelmének általános szabályairól szóló LIII. törvény [147] határozza meg a környezet egészségének és elemeinek védelmét, valamint a fenntartható fejlődés biztosítását, de a jogszabály nem tér ki minden részterületre. A vízszennyező anyagok kibocsátásának szabályaira a 89. § (3) bekezdésében utal, melyet a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet [148] részletesen leír. A kibocsátási határértékek megállapítása egyedi szabályok szerint történik, melynek keretét adja a rendelet. A települési szennyvízelvezetés- és tisztítás vonatkozó határértékeit a kiépített terhelési kapacitás (LEÉ) alapján határozták meg, azonban a befogadóba történő bevezetés vízminőségvédelmi területi kategóriák szerint eltérhet, melyek közül a Balaton és vízgyűjtőjének közvetlen befogadóira vonatkoznak a legszigorúbb értékek. Ipari tevékenységekre a tevékenység típusa szerint eltérő technológiai határértékek vonatkoznak, például a baromfihús-feldolgozásra a Húsfeldolgozás és húsipari termékek gyártása c. fejezet tér ki. Mindhárom tisztított víz minőségére vonatkozó legszigorúbb határértéket a 2. táblázat foglalja össze, melytől a hatóság által megállapított egyedi határértékekkel lehet eltérni.

2. táblázat Tisztított víz határértékek a tevékenység típusától függően, befogadóba történő bevezetés előtt [148]

Paraméter	Tisztított víz határértékek [mg/l]		
	települési szennyvíztisztító	települési szennyvíztisztító – Balaton és vízgyűjtője	baromfi-feldolgozás
dikromátos oxigénfogyasztás (KOI _k)	125	50	110
biokémiai oxigénigény (BOI ₅)	25	15	25
Ammónium nitrogén (NH ₄ -N)	-	2	10
Összes nitrogén (TN)	10	20	-
Összes szervesetlen nitrogén	-	15	18
Összes foszfor (TP)	1	0,7	2
Összes lebegőanyag	35	35	-

A tisztított víz újrafelhasználása jelentősen hozzájárul a globális karbonsemlegesség céljához [149], ennek azonban a szakirodalom szerint technológiai, társadalmi, jogalkotási és szervezeti akadályai is vannak. A jogalkotási akadályokra az Európai Unió új szabályozása ad választ. 2025. január 1-jén hatályba lépett az új települési szennyvíz kezelésére vonatkozó irányelv [136], mely pontosítja a harmadlagos és negyedleges tisztítás fogalmát, a mikroszennyező anyagok kibocsátásának vizsgálatát, továbbá hozzájárul a klímasemlegességi cél eléréséhez. Az irányelvet minden tagállamnak kötelező beépítenie saját jogrendjébe. A negyedleges kezelés követelményeit a legalább 150 000 LEÉ telepek esetében kell alkalmazni, míg a harmadlagos tisztítás bevezetése az eutrofizációnak és a mikroszennyező anyag kockázatnak kitett területeken legalább 10 000 LEÉ esetében kötelező. A szennyvíztisztítók követelményeinek szigorítása elősegíti a 2023 óta hatályban

lévő 2020/741-es rendelet alkalmazását [119], mely a víz újrahasználat minimumkövetelményeit írja le (3. táblázat). A két rendeletet összhangban kell alkalmazni, de a harmadlagos tisztítás alkalmazásától el lehet tekinteni mezőgazdasági célú alkalmazás esetén, mivel a tisztított víz hasznos tápanyagokat tartalmaz. Ez esetben a víz újrahasználatára vonatkozó minimumkövetelményeket kell betartani.

3. táblázat Visszanyert vízre vonatkozó minimumkövetelmények [119]

Minőségi osztály	Tájékoztató jellegű technológiai célkitűzés	E. Coli (egyed-szám /100 ml)	BOI ₅ (mg/l)	Összes lebegő-anyag (mg/l)	Zavarosság
A *	Másodlagos kezelés, szűrés és fertőtlenítés	≤ 10	≤ 10	≤ 10	≤ 5
B **	Másodlagos kezelés és fertőtlenítés	≤ 100	A 91/271/EGK irányelvvel összhangban (I. melléklet, 1. táblázat)		-
C ***		≤ 1 000			
D ****		≤ 10 000			
Megjegyzések: Legionella spp.: < 1 000 CFU/l, amennyiben fennáll az aeroszolizáció veszélye Bélrendszeri fonalféreg (bélféregpeték): ≤ 1 pete/l legelők vagy takarmánynövények öntözésénél * Valamennyi nyersen fogyasztandó élelmezési célú termék, amelyek ehető része közvetlen kapcsolatba kerül a visszanyert vízzel, valamint a nyersen fogyasztandó gyökérművények ** Nyersen fogyasztandó élelmezési célú termékek, amelyek ehető része a föld felett terem, és nem kerül közvetlen kapcsolatba a visszanyert vízzel, feldolgozandó élelmezési célú termékek és nem élelmezési célú termékek, beleértve a tej- vagy hústermelő állatok takarmányozására használt terményeket is *** Nyersen fogyasztandó élelmezési célú termékek, amelyek ehető része a föld felett terem, és nem kerül közvetlen kapcsolatba a visszanyert vízzel, feldolgozandó élelmezési célú termékek és nem élelmezési célú termékek, beleértve a tej- vagy hústermelő állatok takarmányozására használt terményeket is **** Ipari növények, energianövények, vetőmagkultúrák					

A szabályozás nem zárja ki, hogy mezőgazdasági alkalmazástól eltérő célokra is lehessen újrahasználni a visszanyert vizet, például ipari víz újrahasználat céljából vagy rekreációs és környezetvédelmi célokra. Bevezetésének inkább társadalmi, mint technológiai akadályai vannak. A körforgáson alapuló politikákat gyakran akadályozza a döntéshozók és a helyi érdekelt felek közötti bizalom hiánya [150], az alternatív víztechnológiák elfogadottságát befolyásolja a kockázat- és fenyegetettség-érzés, a vízkultúra és a motivációs tényezők [151]. A társadalmi felmérésekben megfigyelhető ellentmondások legtöbbször a szennyvíztisztítási technológiával kapcsolatos ismeretek hiányosságának tulajdoníthatók [152]. Bár az európai területek magasabb elfogadást mutatnak a téma irányában [153], a világ számos pontján találkozhatunk jó példákkal, melyek hozzájárulnak a fogyasztói réteg szemléletformálásához. A Coca-Cola termékek előállításánál használt hűtővizek is harmadlagos kezeléssel szereznek [154], mellyel csökkentik a környezetre gyakorolt nyomásukat. Baromfifeldolgozásban már megvalósították a szennyvíz 60 %-os

visszanyerését fordított ozmózis (RO) membrán segítségével [155] és a víz újrahasználati rendszert stabilan működtették 3 éven keresztül. Az albertai Village Blonde sör előállítási technológiája [81] is bizonyítja, hogy a szennyvíz újrahasználat biztonságos és csökkenti a vízvesztést.

2. Alkalmazott módszerek bemutatása

A körforgásos cél eléréséhez vezető úton érdemes megvizsgálni a gazdaság minden területén a jelenlegi értékelési módszereket és technológiai lépéseket, beleértve a kevésbé rugalmas területeket is, hogy információt kapjunk a mutatók hiányosságairól és korlátairól. A következőkben felsorolt módszerek mind hangsúlyos szerepet kapnak a vízkörforgás kialakításában, még akkor is, ha eredetileg nem erre tervezték őket. Egyes módszerek átalakítása rugalmasan alkalmazhatóvá teszi őket az ipar számos területén való alkalmazásra a víz újrahasználati célok keresésében, megvalósításában.

2.1. Felhasznált adatok

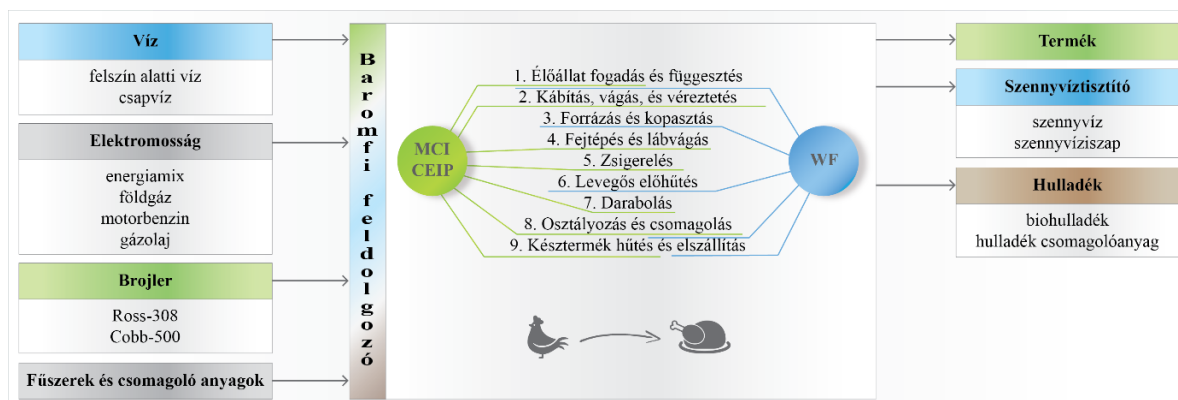
A vízkörforgás kialakításához több esettanulmányt is vizsgáltam. Egy baromfifeldolgozó üzem szennyvíz kibocsátásának visszaforgatási lehetőségeit és egy települési szennyvíztisztító telep fejlődése révén a víztisztítás környezeti hatásait ismertetem. Mindezekon keresztül a vízkörforgás kialakításának lehetőségeit vizsgáltam meg, az akadályok részletes feltárásával. Az adatokat a telepi vezetők és alkalmazottak interjúztatása során, technológiai dokumentumokból és vezérlési rendszerekből gyűjtöttem össze. Ezeket mutatom be a következő két alfejezetben. Hiányzó adatokat az Ecoinvent [156] és a Sphera [157] adatbázisából, valamint szakirodalmi forrásokból gyűjtöttem össze.

2.1.1. Baromfifeldolgozó üzem

A vizsgált baromfifeldolgozó üzem története 1960-ig nyúlik vissza, az anyacég jelenlegi formáját 1991-ben alakította ki és a vizsgált feldolgozóüzemet 2001-ben indította el. A cégcsoport mára több, mint 1 000 főt foglalkoztat. Az anyavállalathoz több tevékenységi területet is tartozik: takarmánytermelés, szülőpár nevelés, keltetés, brojlerscirke nevelés, feldolgozás és konyhakész termékek előállítása. A folyamatok szigorú ellenőrzésével biztosítják a termékek megfelelő minőségét. Kapacitásaik folyamatos növelése miatt hat megyében is jelen vannak, miközben a technológiai hátteret is fejlesztik. Jelenleg keltetőikben például 125 millió tojás keltetésére van kapacitásuk, miközben 15 millió brojlerscirkét dolgoznak fel. Termékpalettájuk is egyre változatosabb, melynek fontos pillére az általam vizsgált feldolgozóüzem, mely minden évben új feldolgozó- és csomagológépet helyez üzembe a termelés növekedésének köszönhetően.

A baromfifeldolgozó üzem termékpalettája nagyon széles és a technológiai sorokat is folyamatosan átalakítják a három referenciatermék típus szerint. Az üzemben zajló

folyamatokat a felhasználói igények jelentősen befolyásolják. A baromfifeldolgozás magas nyersanyag igényű, mely az emberi célú fogyasztás miatt nem tartalmazhat újrahasználatból vagy újrahasznosításból származó anyagokat. Lényegében a csirke élete lineárisan halad a tojástól a tányérig. A beavatkozási lehetőségek igen szűkösek, mégis a csomagolóanyag igény, a változó mennyiségű állati melléktermékek keletkezése, a kiemelkedő energia- és vízfogyasztás kapcsolódhat a körforgásos célok javításához. A főbb lépéseket és azok kapcsolatát a mutatókkal az 4. ábra szemlélteti.



4. ábra A különböző számítási módszerekkel vizsgált baromfifeldolgozás lépései [saját szerkesztés]

A feldolgozás első lépése a brojler fogadása, mely során az állatállományt ellenőrzik és egy szállító szalagra függesztik fel a következő lépés előkészítéseként. Következő lépésben egy automatizált rendszerrel a brojlerok vágása és véreztetése történik, illetve humán erőforrást alkalmaznak azoknál az egyedeknél, melyek a felfüggesztéstől nem kábultak el és életben maradtak a folyamat során. Ennél a két technológiai pontnál jelentős mennyiségű hulladék keletkezik. A beszállítás során elhullott tetemeket a gyűjtőkonténerbe helyezik, a véreztetési maradék és a feldolgozás során keletkező trágya a szennyvízzel kerül eltávolításra. Az előkészítés következő szakasza, mikor a vágott testeket automatizált rendszer segítségével forrázzák, kopasztják és zsigerelelik. Azt itt keletkező szennyvíz 100 °C-os, még jelentős mennyiségű vért és trágyát tartalmazhat a korábbi technológiai lépés miatt. A hulladék toll és a szalagok mellé hullott belsőségek gyűjtőkonténerbe kerülnek. Az előkészítési folyamatokat végül levegős előhűtéssel zárják, majd a vágott testeket a feldolgozásig rövid ideig tárolják a hűtőházban.

A feldolgozási szakasz függ a fogyasztói igényektől, ezért a darabolási, osztályozási és csomagolási folyamatok állandóan átalakításra kerülnek. Itt a fogyasztásra alkalmas testrészek a szalagról leesve hulladékká válhatnak, emiatt gyűjtőkonténerbe kerülnek és

csökken a brojler feldolgozási hatékonysága. A szalagok mellett dolgoznak a legtöbben, mert itt történik a vizuális ellenőrzése a darabolt árunak, mielőtt csomagolásra kerül. Emellett a maximális helykihasználás és a sorok folyamatos bővítése miatt a rakodáshoz is humán erőforrásra van szükség. A válogatott és ellenőrzött termékek csomagolása automatizáltan történik, így a csomagolási hulladékok mennyisége minimalizálható. A feldolgozás utolsó lépése a kész termékek hűtése és elszállítása. A higiéniai szempontokat figyelembe véve az előhűtő és a késztermékek hűtője külön helyiségben található. A termék elszállítása elkülönített útvonalon történik, melyet a személyautók forgalma és a hulladékelszállítás nem érint közvetlenül.

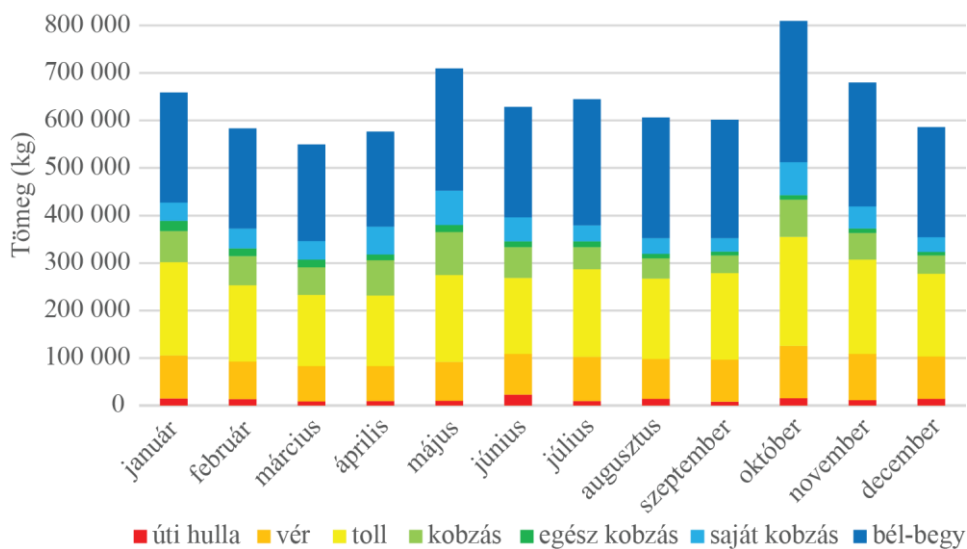
A baromfifeldolgozás legfontosabb eleme a csirke, mint „nyersanyag”, melyből 2018-ban naponta 122 325 kg-ot és 2019-ben 128 200 kg-ot vágtak le. Beszállított brojler szigorú feltételek mellett nevelkedik, alacsony fertőzöttség jellemző rájuk. Ellenőrzött, antibiotikumoktól és állati fehérjéktől mentes hazai brojlertakarmányt kapnak. Ennek ellenére a beszállított csirkék között napról napra változó mennyiségű tetem kerül a telepre. A napi termék- és hulladékmennyiséget a természetes szelekció szabályozza leginkább. Minden évben eltérő arányban keltetnek két különböző méretű és húshozamú brojler típust. A keltetőben a kezdeti neveltetési darabszámot dokumentálja a vállalat, de a beszállított összetétel és az elhullás miatt nem követhető pontosan a Ross-308 hibrid (1,5 – 3,5 kg/db, 35 – 70 életnap) és a Cobb-500 (hibrid, 1,2 – 3 kg/db, életképesebb, jobb húshozam) tényleges feldolgozott aránya. A feldolgozható brojlerek közti különbséget jól szemlélteti a 4. táblázat, melyben egy vágósúlyban lévő csirke ehető testrészeinek aránya tekinthető meg a két típusra. Ezek átlagos vágósúlya eltérő, így a feldolgozásból kikerülő hús mennyisége is eltérő.

4. táblázat Brojler ehető részeinek aránya [158]

Testrészek		Arány [%]	2,5 kg-os átlagos Ross-308 típusú brojler	2,1 kg-os átlagos Cobb-500 típusú brojler
			Tömeg [kg/db]	Tömeg [kg/db]
Test	hát	23%	0,575	0,483
	mell	24%	0,6	0,504
	felsőcomb	16%	0,4	0,336
	alsócomb	15%	0,375	0,315
	szárny	12%	0,3	0,252
Nyak		5%	0,125	0,105
Belsőség	zúza	2,4%	0,06	0,0504
	szív	0,5%	0,0125	0,0105
	máj	2,1%	0,0525	0,0441

Vízlábnym számításban a feldolgozási arány okozhat eltérést, mert a brojler típusok más-más takarmányfogyasztás és nevelési idő mellett hozzák ugyanazt a húshozamot, így

az egyedi vízlábnyomuk is eltérő [159]. A napi feldolgozatlan testtömeg változások is ezt mutatják (5. ábra). A brojlerek takarmányozásához felhasznált víz (takarmánygyártás, ivóvíz, tisztítás) adatokat csak az életciklus-elemzés során és a vízlábnyom számításban használtam fel, a módosított körforgásos mutatók csak a baromfifeldolgozó üzem kapun belüli vízfelhasználását veszik figyelembe. Az általam használt brojler vízlábnyom értéke $4\,325\text{ m}^3/\text{tonna}$ (globális átlag), amely $3\,545\text{ m}^3/\text{tonna}$ a zöldvízből, $313\text{ m}^3/\text{tonna}$ a kékvízből és $467\text{ m}^3/\text{tonna}$ a szürkevízből tevődik össze.



5. ábra Állati melléktermékek összetételének változása [vállalati adatközlés alapján saját szerkesztés]

Termelési alapanyagként tekintem a brojler mellett az adalékanyagokat és a csomagolóanyagokat. Konyhakész termékekhez használt adalékanyagok napi mennyisége 126 kg -ról 114 kg -ra csökkent a két év során. Az adalékanyagok változatos összetételűek: étolaj, uborka, darabolt ananász, cukkini, brokkoli, olajbogyó, kaliforniai paprika, vöröshagyma, morzsolt kukorica. Emellett különféle marinádokat is alkalmaznak, de ezek mennyisége termék tömeg $0,12\%$ -át nem haladja meg. Az adalékanyagok átlagos vízlábnyom értékét Mekonnen és Hoekstra [53] munkáját használtam fel, míg az életciklus-elemzéshez használt globális jellegű adatok az Ecoinvent adatbázisból származnak. Csomagolóanyagok a termék típusától függően változnak [160], 2018-ban $1\,798\text{ kg}$ -ot és 2019-ben $1\,777\text{ kg}$ -ot használtak fel naponta. Műanyagból készült fóliákat, fóliazsákokat, nedvszívó betéteket alkalmaznak. Az ismert WF-értékekkel használt anyagok a következők voltak: polietilén [161], nagy sűrűségű polietilén (HDPE, [161]), polipropilén [162] és az alacsony sűrűségű polietilén (LDPE, [163]). Az ismeretlen összetételű műanyag csomagolóanyagok esetében átlagos vízlábnyom értékeket használtam [164]. Fa alapú

anyagok közé sorolhatók a különböző címkék [165], a kötözőszineg [166], a raklap [167] és a karton [165]. Ezen kívül kis mennyiségben használnak alumínium alapú klipszeteket [168]. Az összes csomagolóanyagnak 205,98 L/kg a vízlábnyoma, melynek 4,10 %-a zöldvíz, 68,74 %-a kékvíz és 27,16 %-a szürkevíz.

A baromfifeldolgozás termelési folyamatai magas vízigénnyel működnek, ezért a vizet is alapanyagként tekintetem. Két legnagyobb fogyasztó a kazánház (kb. 40 %) és a forrázás, melyekhez csíramentes vizet használnak fel. A vágási számtól függően a vízigény 340 – 700 m³/nap között ingadozik. Két kútból kitermelt vízzel biztosítják a vízellátást a technológiai lépésekhez, a hiányzó mennyiséget közüzemi vízzel pótolják, és tisztító berendezésekkel szabályozzák a minőséget. A 2018-as évhez képest 1,3-szoros vízfogyasztást mértek 2019-ben, vagyis 505 m³-ről 655 m³-re nőtt a víz igényük, amely a feldolgozási folyamatok változásából adódik. A kitermelt víz mennyiségét is jelentősen növelték, ugyanis a korábbi 33,70 %-ról 9,91 %-ra csökkentették közüzemi víz vásárlást, ezáltal a környezetre nagyobb terhet gyakorolnak.

Kibocsátott szennyvízként a vízigény 2018-ban a 85,3 %-a (431 m³) és 2019-ben a 80,4 %-a (527 m³) távozott a telepről. A különbség oka a magas hőfok okozta párolgás és a kiépített légtisztító berendezések páramentesítő hatása. Továbbá 2-3 %-ot felvesz a feldolgozott hús is, hogy ne száradjon ki a késztermék, ami a vevői elégedettség miatt fontos. A szennyvíz tisztítása már a telepen megkezdődik (flotációs, flokkulációs eljárás), így a csatornába már határértéknek megfelelő minőségű szennyvizet bocsátanak ki. A fizikai-kémiai kezeléshez naponta 3 329 kg és 4 068 kg vegyszert használtak fel. Ehhez alkalmaztak 3 l/m³ nátrium-aluminátot (1,45 kg/dm³) semlegesítőszerként, 0,23 l/m³ vas(III)-szulfátot (1,50 kg/dm³) koagulálószerként, 3 l/m³ anionos polielektrolitokat (1,01 g/cm³) flotációs vegyszerként és 3,29 kg/m³ hidratált meszet (2,24 g/cm³). Ha korábban bevezették volna a saját SBR tisztítót, akkor ezt az értéket 450 kg-ra és 650 kg-ra szoríthatták volna vissza. Ugyanis a későbbiekben kifejlesztett rendszerben 0,26 l/m³ nátrium-aluminát, 0,46 l/m³ vas(III)-klorid (koagulálószer), 0,01 l/m³ anionos polielektrolit és 0,01 l/m³ kationos polielektrolit (flotációs vegyszer) intelligens vezérléssel irányított adagolása történt a 2021-es adatok alapján.

A kibocsátott tisztított vizet egy települési szennyvíztisztító telep kezeli tovább, mely a baromfifeldolgozó üzemtől 4,6 km-re található. A csővezeték LCA-hatása szerepel a modellben, ami a telephelyen kívüli szennyvíztisztító telep hatásainak <0,3 %-át adja. Kutatásom során a települési szennyvíz felszíni vízbe bocsátás határértékét [148] és a hatást elszennvedő felszíni víz legutolsó (2015) mérési adatait vettem figyelembe [169].

Amennyiben a telepen megvalósulna a határérték szerinti tisztítás, a kibocsátási pontból a Rábásömjéni-főcsatornán keresztül a Szaput-árokba (VOK kód: AEP974), majd a Rábába folya be a tisztított víz. A számításokhoz felhasznált vízminőségi adatokat az 5. táblázatba gyűjtöttem össze. A tercier kezelés hatásadataihoz Pintilie és tsai. [90] tanulmányára hivatkoztam. Ők a teljes toxicitást az édesvízi ökototoxicitás (FEc), a humán toxicitás, a tengeri ökototoxicitás (MEc) és a szárazföldi ökototoxicitás (TE) összegeként határozták meg.

5. táblázat Szürke vízlábnyom számításához és az életciklus-elemzéshez felhasznált adatok
 - telepi minőség meghatározása 2019. január 15-én történt
 - települési szennyvíztisztító telep felszíni vízre vonatkozó kibocsátási határértéke [148]

Paraméter	Telepi minőség	Kibocsátási határérték	Felszíni vízminőség
	[mg/l]	[mg/l]	[mg/l]
pH	6,8	-	-
NH ₃ -N, NH ₄ -N	25,83	10	1,46
KOI _k	1577	110	10,98
BOI ₅	1244	25	3,6
TP	10,36	2	5*10 ⁻⁴
TN	120	18	8,8*10 ⁻³

A feldolgozási folyamatok magas energia igényűek, melyek 3 szektorra oszlanak: épület, tevékenység és szállítás. Napi energiafogyasztásuk a 177 988,32 MJ-ról 206 233,92 MJ-ra ugrott a két vizsgált év során. A villamos energia és a földgáz felhasználás több mint 80 %-a termelési tevékenységben történik, a maradékot az épületek ellátására fordítják. 100 %-ban a szállítás során használják fel a motorbenzint és a gázolajat. A telephelyen nem termelnek villamos energiát, ezzel szemben jelentős mennyiséget vásárolnak, melynek összetétele is évről évre változik. A Nemzeti Energia Stratégia [170] alapján a 2020-as célok szerinti összetétele: 5 % kőszén, 12 % megújuló, 33 % nukleáris, 42 % földgáz és 9 % ismeretlen összetételű import energia. Az üzemanyagra vonatkozó WF-értékeket Staples és tsai. [171], az egyéb energiaformákra vonatkozó adatokat Hadian és Madani [172] munkájából használtam fel. A megújuló energiaforrások közül elsősorban a vízenergiának és bioenergiának magas a vízlábnyoma. A vízenergia a gátak által létrehozott tározók párolgási veszteségei és a természetes folyamatok megzavarása miatt jár magas vízfelhasználással [173], míg a bioenergiát az intenzív mezőgazdasági vízhasználat határozza meg [174]. Ezzel szemben a fosszilis források értékei alacsonyabbak, a hűtési és egyéb technológiai folyamathoz kötött energiaigényük miatt. A villamos energia vízlábnyom értéke abban az esetben csökkenthető, ha fenntarthatóbb és vízhatékony technológiát alkalmaznak [175].

A hulladék oldalhoz tartozik az állati melléktermék kategória, mely magába foglalja a tetemként érkező brojlereket és a gyártó szalag mellett keletkező emberi fogyasztásra alkalmatlan állati testrészeket. Fel nem használt (maradék) csomagolóanyagok is a hulladékok közé tartoznak, ennél 5 %-os veszteséget vettem figyelembe. Bevallásuk szerint fűszer hulladékok nincsen, de a feldolgozó sorok takarítása során a szennyvízbe bekerülhet, így a számításokban is jelen van más formában. Változó összetételű hulladékok napi mennyisége 23 619 kg-ról 30 631 kg-ra nőtt. Az újrahasznosítási hatékonyság esetében a külső partner adatait vettem figyelembe [176]. A hulladék újrahasznosítás jelentősen hozzájárul a körforgásos gazdaság megvalósításához és csökkenti a környezetterhelést a hulladéklerakásból származó metánkibocsátás visszaszorításával [177], azonban a növekvő kibocsátásuk okozta terhelést az újrahasznosítási arány növelésével lehet ellensúlyozni.

A baromfi-feldolgozásnál felhasznált adatokat a 6. táblázatban összesítettem.

6. táblázat Számítások során felhasznált adatok

Megnevezés		Technológiai adatok			Víz lábnyom adatok			
		2018	2019	ÚHH*	WF _{zöld}	WF _{kék}	WF _{szürke}	WF _{teljes}
brojler [159]		30 581 243 kg	32 050 054 kg	80%	82 %	7 %	11 %	3 364 l/kg
állati melléktermékek [176]		5 882 362 kg	7 635 529 kg					
iszap és egyéb hulladékok		589 445 kg	708 620 kg					
fűszerek ** [178] és zöldségek		31 552 kg	28 485 kg		83,3 %	10,6 %	6,1 %	7 048 l/kg
csomagoló anyagok *** [160]		449 483 kg	444 308 kg	71,45%				
műanyag [164]	átlag					4,45 %	95,55 %	
	PE [161]	29 497 kg	29 157 kg					32 l/kg
	HDPE [161]	1 971 kg	1 948 kg					
	PP [162]	268 683 kg	265 590 kg					78 l/kg
	LDPE [163]	15 888 kg	15 705 kg					47 l/kg
fa [165]	átlag				4 %	96 %		
	karton	33 019 kg	32 639 kg					1 099 l/kg
	címke	29 710 kg	29 368 kg					945 l/kg
	raklap [167]	0,65 kg	0,64 kg					3 163,6 l/kg
	kötözőzsineg [166]	372 kg	368 kg		83 %	7,6 %	9,4 %	3 893,5 l/kg
fém	alumínium klipsz [168]	325 kg	321 kg			100 %		18,2 l/kg
vízfogyasztás		126 267 m ³	163 772 m ³			100 %		
szennyvízkibocsátás		107 739 m ³	131 646 m ³	100 %			100 %	
energia	villamos energia [172]	5 538 MWh	6 113 MWh					
	földgáz [172]	3 859 MWh	4 468 MWh				0,1 m ³ /GJ	
	motorbenzin [171]	11 MWh					0,139 m ³ /GJ	
	gázolaj [171]	2 953 MWh	3 741 MWh				0,143 m ³ /GJ	

* Újrahasznosítási hatékonyság (ÚHH)

** nincs technológiai veszteség

*** 5%-ra becsült veszteség

2.1.2. Veszprémi Szennyvíztisztító Telep

A kutatásomban egy olyan szennyvíztisztító telep adatait vettem alapul, amely az iparági szabványoknak megfelelően folyamatosan fejlődik, így alkalmas lehet a víz visszaforgatási lépések bevezetésére. A kiválasztott telepre hosszú idősoros és kellően részletes adatokat kértem le, melyből kimutathatóvá válnak a változások. Emellett olyan követelménynek is meg kellett felelnie, hogy az elfolyó minősége kibocsátási határértéken belül maradjon, vagyis a tisztítási folyamatok és az üzemeltetési feladatok is megfelelően zajlottak. Az adatok elemzésénél arra törekedtem, hogy kiválasszam azokat a fejlesztési pontokat, melyek meghatározóak lehetnek és időben elkülönülnek. Az átfedő technológiai módosítások vizsgálata nem volt célom, hogy az egyes fejlesztések hatásai tisztán megmutatkozzanak. A kiválasztott fejlesztési feladatok alapján határoztam meg azokat a forgatókönyveket, melyekre elvégeztem az életciklus-elemzéseket.

Az elemzéshez a Veszprémi Szennyvíztisztító Telepet választottam ki, mely megfelelt minden vizsgálati szempontnak. A telepnek a 2015 és 2022 közötti adatait használtam fel, melyet a technológiai fejlődésnek megfelelően jól elkülöníthető időszakokra osztottam fel. A felhasznált adatok az üzemeltetés időszakából származnak, a telepítés (építés) és felhagyás időszakát nem vettem figyelembe. Az adatok többsége hitelesített mérőórák leolvasásából és PLC adatrögzítésből, míg a befolyó és az elfolyó minőségi paraméterek laboratóriumi mérésekből származtak. A fontosabb technológiai adatok áttekintése a 7. táblázatban szerepel, míg a teljes technológiai adatsor 11.2. mellékletben található.

A szennyvíztisztító telep névleges kapacitása mára elérte a 18 000 m³/d-ot, az általam vizsgált időszakban 12 331,43 és 13 787,83 m³/d között alakult. A telep Veszprém, Nemesvámos, Szentkirályszabadja, Hajmáskér és Veszprémfajsza kommunális szennyvizét, valamint ipari eredetű szennyvizet fogad be. A szennyvíz fogadását követően mechanikai és eleveniszapos tisztítás, nitrogén és többlet foszfor eltávolítás történik. Két hasonló kialakítású, egyenes átfolyású biológiai rendszerrel épült fel a telep, az első vonalat még 1998-ban adták át és a második vonallal 2004-ben egészítették ki a telepet.

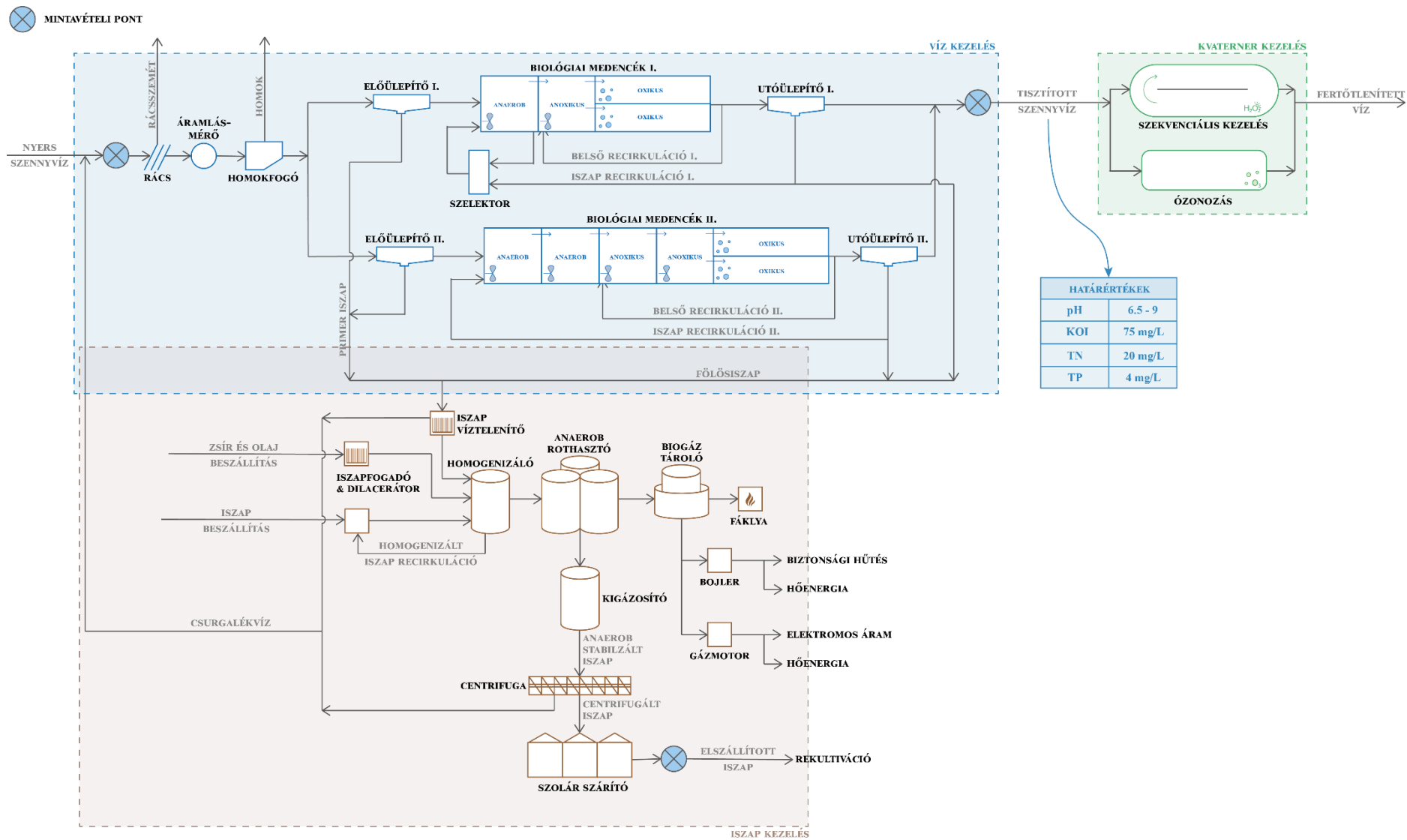
7. táblázat Veszprémi Szennyvíztisztító Telep technológiai adatainak összesítése 1 m³ tisztított vízre vonatkoztatva

		Hagyományos működés	Intenzív fáklyázás	Kémiai P eltávolítás	Biológiai P eltávolítás	Nap-energia	Optimalizált szennyvíz-szabályozás	Ózonos kvaterner kezelés	Szekvenciális H ₂ O ₂ kvaterner kezelés
Év		2015	2016	2020	2020	2021	2022	-	-
Szennyvíz	Befolyó [m ³]	1,16	1,14	1,19	1,20	1,17	1,15	1,15	1,15
	C:N:P	100:8,29:1,21	100:7,31:1,26	100:7,77:1,20	100:7,77:1,20	100:7,80:1,18	100:10,07:1,08	100:10,07:1,08	100:10,07:1,08
Elfáklyázott biogáz [m ³]		-	0,54	0,06	0,04	0,01	0,03	0,03	0,03
Vásárolt energia [kWh]		0,35	0,29	0,36	0,31	0,31	0,25	0,25	0,25
Gázmotorok termelte energia [kWh]		0,29	0,43	0,48	0,41	0,42	0,49	0,49	0,49
Napelem termelte energia [kWh]		-	-	-	-	0,06	0,06	0,06	0,06
P eltávolító vegyszer [l]		0,02	0,01	0,01	-	-	-	-	-
Iszapvonal vegyszer [l]		45,48	38,40	60,84	44,90	54,28	67,38	67,38	67,38
Elszállított víztelenített iszap [kg]		2,06	1,91	2,66	2,29	2,10	2,32	2,32	2,32
Levegőztetés [m ³]		113,45	98,58	122,45	70,68	107,90	109,12	109,12	109,12

A beérkező szennyvíz kezelésének első lépése a mechanikai tisztítás. Négy arkhimédeszi csavarszivattyú emeli fel a szennyvizet a szűrőrácsok és a homokfogó szintjére, mely a technológia legmagasabban fekvő pontja. A léptető szűrőrácsoknál eltávolított hulladék gyűjtőkonténerbe jut, míg a szűrt víz két párhuzamosan kialakított, tangenciális homokfogóba jut. Az itt eltávolított homok víztelenítést követően szintén gyűjtőkonténerbe jut. Az előkezelt szennyvíz ezt követően gravitációs úton halad tovább a biológiai tisztítósorokra.

A két biológiai tisztító sor hasonló kialakítású, anaerob, anoxikus és oxikus tisztítási szakaszokkal működik. Az első vonalnál egy iszapszelektor medence is kialakításra került a nitrát eltávolítási hatékonyság növelése érdekében, mely a Johannesburgi típusú kialakítás. A második vonal klasszikus A2O kialakítású. Mindkét sor saját Dorr típusú elő- és utóülepítő medencével rendelkezik, de az utóülepítési fokozat összevonható. Jelenlegi üzemeltetésnél a két vonal egymástól függetlenül működik, így a biológia is egyedi módon reagál az azonos minőségű befolyóra. A két tisztító sor méretében is eltér. A régi ágnál 1 000 m³-es és az új ágnál 900 m³-es anaerob medence biztosítja a biológiai foszforeltávolítás első lépését. Az anoxikus medencéknél 1 800 m³-es és az új ág 2 100 m³-es térfogatok állnak rendelkezésre a szennyvíz nitrát tartalmának a denitrifikálásához. Végül mindkét sort egy-egy 5 000 m³-es aerob tér zárja, mely a szervesanyag eltávolítás és az ammóniumtartalom nitrifikálásáért felel, valamint a biológiai foszforeltávolítás második (befejező) lépése is itt zajlik le. A távozó szennyvíz-eleveniszap elegy az utóülepítőkből sűrűségkülönbség hatására válik szét. A határértéknek megfelelő minőségű tisztított víz kibocsátása a Séd-patakba történik. A keletkezett iszap egy részét recirkuláltatják a biológiai tisztítás elejére, másik részét pedig fölősiszapként távolítják el.

A rendszerhatárokat a 6. ábra szemlélteti, mely részletesen mutatja be a vizsgált szennyvíztisztító telep működését és a két biológiai vonal felépítését. A vízvonal (kék háttér) és iszapvonal (barna háttér) jelzi a jelenlegi működés határait. A kvaterner tisztítás (zöld háttér) a jövőbeli fejlesztési lehetőségekre utal, mely kizárólag a hipotetikus forgatókönyvek rendszerhatárának a része. Az életciklus-elemzés során a telep üzemeltetési időszakát vettem figyelembe, mivel az építési és lebontási fázisok környezeti hatása elhanyagolhatónak tekinthető [179].



6. ábra Rendszerhatárok a Veszprémi Szennyvíztisztító Telep tulajdonságait figyelembe véve [saját szerkesztés]

A telep régi és új ága közti különbséget a felhasznált erőforrások aránya kiválóan szemlélteti. A befolyó szennyvíz mennyiségének átlagosan 52,24 %-a az első és 47,62 %-a a második vonalra érkezik. A befolyó megoszlása a két a vonal között időben folyamatosan változik az üzemeltetési kihívásokhoz igazodva, kezdetben az első vonalra 46,92 % érkezett, míg a vége felé ezt az értéket 55,30 %-ra növelték. A levegőztetésnél a fűvókák üzemórái 54,27 %-ban és 50,40 %-ban oszlanak meg, melyhez az első vonalon 4, a második vonalon 5 fűvókát működtetnek. Az energiafelhasználásnak ehhez képest 69,47 %-a érkezik az első vonalra és 30,53 %-a a második vonalra, mely többek között az eltérő kialakításból adódik.

A befolyó minősége napi, havi és évszakos ingadozást mutat, ahogy az egy települési szennyvíztisztító telep esetében várható is. A szennyvíz átlagosan 1 015,77 mg/l kémiai oxigénigényt, 82,87 mg/l összes nitrogént és 12,37 mg/l összes foszfort tartalmazott, azonban maximális értékei elérték a 3 156 mg/l-t, 142 mg/l-t és 34 mg/l-t. A tisztított víz minősége átlagosan 30,49 mg/l KOI, 8,59 mg/l TN és 0,67 mg/l TP volt. Tapasztalni lehetett 64 mg/l, 20 mg/l, 3,9 mg/l csúcskoncentrációkat, azonban a maximális értékek az üzemeltetési problémák ellenére is határértéken belül maradtak: 75 mg/l KOI, 20 mg/l TN és 4 mg/l TP [180]. Az átlagos eltávolítási hatékonyság a fő tápanyagok esetében 96 %, 87 % és 92 % felett volt. A TN-nél 90,53 %-ra és a TP esetében 95,69 %-ra javult az utolsó esetről, míg a KOI 97,97-ről 96,58 %-ra csökkent. A befolyó és elfolyó víz minőségére vonatkozó részletes információk a 11.3. mellékletben, 11.4. mellékletben, 11.5. mellékletben és 11.6. mellékletben található.

A biológiai tisztítási fokozatot követően, vagyis az iszapvonalon az iszap anaerob stabilizálása, szárítása és a rothasztás során keletkező biogáz hő- és villamos energiahasznosítása valósul meg. 2010 óta folyamatosan fejlesztik a biogáz kihozatal hatékonyságát, mely a jelenleg minden szennyvíztisztító telepet érintő energiasemlegességi célokat támogatja. Az előülepitőkről elvett nyersiszap és az utóülepitőt elhagyó fölösiszap először gépi sűrítésre kerül, ahonnan a homogenizálóba jut tovább. A telepen keletkezett primer és szekunder iszapok mellett más telephelyeken keletkezett kevert iszapok és ipari zsíros hulladékok is beszállításra kerülnek, tehát együttes (koszubsztrát) rothasztást végeznek. A homogén iszapkeverék három anaerob rothasztótoronyba (1 x 1 500 m³, 2 x 1 000m³) kerül biogáztermelés céljából. Az itt keletkező biogáz minősége és mennyisége a feladott homogén iszap jellegétől függ. Átlagosan kb. 50-60 % metánt és 30-40 % széndioxidot tartalmaz, melyek mellett 1-2% kén-hidrogént is jelen van. A vizsgált időszakban 0,20–0,69 m³ biogáz keletkezett 1 m³ szennyvíz kezelése során, amely 1,32 kWh villamos energia visszaforgatást jelent 1 m³ biogáz előállításánál. A biogáz termelés során

keletkező hőt is hasznosítják, például az épületek fűtésére. A kapacitást meghaladó többletet elfákllyázzák.

Az életciklus-elemzés elvégzéséhez kiegészítő adatokra is szükség volt. A biogáz előállítás hatásához Karolinczak és tsai. [181] munkáját dolgoztam fel. Az iszapvonal utolsó lépése, mikor a rothasztott iszap tovább jut a kigázosítóba, majd víztelenítési lépés következik. A centrifugánál, valamint a víz- és iszapvonal további pontjain keletkező, eltérő minőségű csurgalékvizek a beérkező nyers szennyvízzel elkeverve kerülnek vissza a technológia elejére. Korábban a telephelyen működött egy szolár szárító, melybe a víztelenített iszap került és innen szállították el a szárított iszapot. Jelenleg ez a technológiai egység nem működik, de így is képesek a 15,3–18,3 %-os szárazanyag tartalmat tartani. A szárított iszap minőségi paraméterei megfeleltek a komposzt minőségi követelményeinek [180], azonban nem komposztálási célokra, hanem rekultivációra használják fel.

A technológia részét képezi a vegyszeradagolás, melyet három ponton alkalmaznak. A biológiai medencéknél polimerizált vasat tartalmazó alumínium-sóoldatot ($1,31 - 1,33 \text{ g/cm}^3$) használtak a foszfortartalom csökkentésére. Ebből átlagosan $0,01 - 0,02 \text{ l-t}$ alkalmaztak 1 m^3 szennyvíz kezeléséhez, mielőtt áttértek a tisztán biológiai foszfor eltávolításra. A második és harmadik beavatkozási pont az iszapvonalon található. A sűrítőnél polielektrolitot ($1 - 1,2 \text{ g/cm}^3$) adagoltak H_2S -eltávolítási célra, melyet 2020 vége előtt vas(III)-kloriddal (1430 kg/m^3) is kiegészítettek. A centrifugánál habzágátlót ($0,9 - 1,1 \text{ g/cm}^3$) és polielektrolitot ($0,6-0,9 \text{ g/cm}^3$) adagoltak. A polielektrolit mindkét ponton a hatékony víztelenítéshez járul hozzá. A kezelés végén átlagosan $2,22 \text{ kg}$ szárított iszap keletkezett 1 m^3 fölösiszap kezelése során, melyhez $51,88 \text{ l}$ vegyszert használtak fel.

2.2. Körforgásos gazdasági mutatók

A szakirodalomban található körforgásos gazdasági mutatókat áttekintettem, olyan szemmel, hogy a víz alapanyagként milyen módon integrálható a számításokba. Két mutatót használtam fel az anyagkörforgás kiszámítására. A körforgásos gazdasági indikátor prototípus (CEIP) és az anyagkörforgásos mutató (MCI) módosításával a vizet is az anyaglistába illesztve újraszámoltam a körforgás mértékét.

2.2.1. „CE indicator prototype” (CEIP)

A CE indicator prototype [41] egy kérdőív alapú módszer, mely a termék teljesítményét vizsgálja a körforgásos gazdaság alapelveivel összhangban. Kialakítása során 9 szakemberrel készítették interjút, akik szakmájuk vagy érdeklődésük miatt kapcsolódnak a körforgásos gazdasághoz, ezért ez a mutató közelebb áll a döntéshozói réteg igényeihez. Formája rendhagyó, a termékúthoz kapcsolódó kérdésekre adott válaszok alapján számítja a körforgás mértékét. Így közelebb viszi a termék tervezőit a körforgásos szemlélethez, de távolabb kerül a többi, gyakorlati alkalmazású mutatótól. A CEIP előnye, hogy az összesítés olyan formában készült, hogy az bármely jelentés mellékletét képezhesse. A mutató felépítése kapcsolódik a termék életciklusának lépéseire:

- Tervezés/Újratervezés (Design/Redesign, Q1-Q3),
- Gyártás (Manufacturing, Q4-Q5),
- Kereskedelem (Commercialisation, Q6-Q8),
- Használat közben (In Use, Q9-Q12),
- Használat után (End of Use, Q13-Q15).

Az életciklus kategóriákhoz eltérő számú kérdések kapcsolódnak (8. táblázat), bizonyos esetekben kiegészítő kérdések segítik a pontozást. A válaszokra segítséget adnak („Responses”), így megkönnyítik a számítás megértését. A legtöbb kérdés feleletválasztásos, néhány esetben megadható a termékre vagy hulladéokra vonatkozó válasz százalékában.

8. táblázat CEIP kérdések listája életciklus kategóriák szerint [41]

Életciklus	Kérdés		Válasz	Pontok
Tervezés / Újratervezés	Q1	Termék alapanyaga újrahasznált vagy újrahasznosított?	Anyagválasztás - Visszanyert anyag felhasználása	20
	Q2	Kisebb tömegű-e a termék, mint korábban?	Anyagválasztás - Dematerializáció	2
	Q3	Rendelkezésre áll a termékbe épülő anyagok jegyzéke?	Anyagazonosítás - Anyagjegyzék megléte	2+2+1
Gyártás	Q4	Rendelkezésre áll kimutatás az energiafelhasználásról?	Energia azonosítása - Energiaszámla megléte	2+8
	Q5	Rendelkezésre áll a termelési hulladékok jegyzéke?	Gyártási hulladékgyűjtés	2+13
Kereskedelem	Q6	Milyen csomagolóanyagot használnak?	Termékcsomagolás	5
	Q7	Van a termékre garancia?	Termék élettartamának meghosszabbítása - Garancia	10
	Q8	Van termék bérlésre lehetőség?	Termékhozzáférés - Bérlési rendszer	15
Használat	Q9	Beazonosítható a termék és annak használati állapota?	Termék élettartamának meghosszabbítása - Használati státusz és azonosító	15
	Q10	Javítható a termék?	Termék élettartamának meghosszabbítása - javítási lehetőségek	5
	Q11	Újrahasználható a termék?	Termék élettartamának meghosszabbítása - Újrafelhasználási lehetőségek	10
	Q12	Elősegíti a termék használata a hulladék csökkentését?	Hulladékcsökkentés	5
Használat után	Q13	Elérhető termék visszavételi lehetőség?	Termékviszanyerés - Visszavételi rendszerek elérhetősége	15
	Q14	Élettartama végén elkülöníthető más termékektől?	Termékviszanyerés - szétválasztás	10
	Q15	A termék anyagai visszakerülnek az ellátási láncba?	Termékviszanyerés - A termék anyagainak újrahasznosítása	10

Az elérhető maximális pontszám minden kérdésnél egyedi, a hozzájuk kapcsolódó válaszlehetőségek értékeit a kézikönyvben előre meghatározták, mellyel számolható a termékre elérhető maximális pontszám és jelenlegi állapotának értéke:

$$CEIP = \frac{\sum \text{megszerzett pontok}}{\sum \text{elérhető pontok}} \quad (1)$$

A válaszokat megadva legfeljebb 152 pontot érhető el, de a termék tulajdonságaitól függ a maximális pontszám. Például van 3 kérdés (Q2, Q8, Q9), melynél kiválasztható, hogy a termék típusára nem alkalmazható („Not applicable to product type”). Ekkor a maximális pontszám 120-ra csökken. Amint a rendelkezésre álló információk alapján a kitöltést befejeztük, az összesítés alapján elvégezhetjük a termék értékelését az alábbi kategóriák szerint:

- $0 \leq$ gyenge (Poor) $\leq 0,2$,
- $0,2 <$ elfogadható (Fair) $\leq 0,4$,
- $0,4 <$ jó (Good) $\leq 0,6$,
- $0,6 <$ nagyon jó (Very Good) $\leq 0,75$,
- $0,75 <$ kiváló (Excellent) ≤ 1 .

A számítás menetéről részletesebb instrukciókat az eredeti módszertan [41] nyújt.

2.2.2. Material Circularity Indicator (MCI)

2.2.2.1. Eredeti számítási módszer

Az anyagkörforgásos mutatót [51] az ipar számára tervezték, a termék ismeretét követeli meg, illetve az ipari átlag adatokat. Ez a mikroszintű mutató a nyersanyagok eredetére, a hulladékok sorsára és a termék hasznosságára koncentrál. Az abszolút lineáris termékek nyersanyagból készülnek, és használat után a hulladéklerakón végzik. Ezzel szemben a 100 %-ban másodnyersanyagot tartalmazó termékek körforgásosnak tekinthetők. E két véglet között található meg a termékek többsége, ezért az MCI 0 és 1 közötti értéket kapott, ahol 0 jelenti a linearitást és 1 a körforgást. A módszertan él néhány feltételezéssel:

- a hulladék újrahasznosításból visszanyert anyag nem a keletkezés helyére tér vissza,
- az újrahasznosításból származó anyagok minőségét azonosnak tekinti a nyersanyagéval,
- nincs veszteség a hulladékok összegyűjtésekor,
- az anyagáramlások nem érintenek biológiai ciklusokat,
- a bekerülő anyagáram tömege megegyezik a kikerülő anyagárammal (nincs fogyasztás, égetés), tehát a termék tömeg állandó.

A számításához az anyagok és a termék tömegén kívül csupán arányok meghatározására van szükség (9. táblázat), de a módszer összetettsége alapvetően függ a technológia bonyolultságától. Ezért részletes ismeretekkel kell rendelkezni az anyagáramokról, azok hasznosítási hatékonyságairól.

9. táblázat Az anyagkörforgásos számítások alapját képező adatok összegzése [51]

	Nyersanyag	Használat utáni cél
Újrafelhasznált	$0 \% \leq F_U \leq 100 \%$	$0 \% \leq C_U \leq 100 \%$
Újrahasznosított	$100 \% - F_U = F_R$	$100 \% - C_U = C_R$
Újrahasznosítási hatékonyság	$0 \% \leq E_F \leq 100 \%$	$0 \% \leq E_C \leq 100 \%$
Élettartam	$0,2 \leq L \leq 10$	* ipari átlag
Funkcionális egység	$0,2 \leq U \leq 10$	
Termék tömege	M [kg]	

Felhasznált alapanyagok össztömegének és típusai arányának ismeretében számítható a nyersanyagok mennyisége (V, kg), mely lineáris terméknel megegyezik a termékbe beépült anyagmennyiséggel (M, kg). Más esetekben az újrahasznosított alapanyag arányát (F_R , %) és az újrafelhasznált alapanyag arányát (F_U , %) is figyelembe kell venni:

$$V = M(1 - F_R - F_U) \quad (2)$$

A termék használat utáni célját megvizsgálva meghatározható a hasznosíthatatlan hulladék mennyisége (W_0 , kg). Nem lineáris esetben az újrafelhasznált hulladékok arányával (C_U , %) és az újrahasznosított hulladékok arányával (C_R , %) is kell számolni:

$$W_0 = M(1 - C_R - C_U) \quad (3)$$

A használat utáni célhoz a fogyasztói visszajelzéseket, valamint az ipari átlagokat figyelembe kell venni, nem kizárólag a tervezési értékeket. Egy termék újrahasznosított alapanyagának előállítása során keletkező hasznosíthatatlan hulladék tömegével (W_F , kg) is meg kell határozni, mely a nyersanyag újrahasznosítási hatékonyságának (E_F , %) ismeretében számítható:

$$W_F = M(1 - E_F) \frac{F_R}{E_F} \quad (4)$$

Hasonló módon a termék használatát követő újrahasznosításból származó hasznosíthatatlan hulladék mennyisége (W_C , kg) is megadható, amennyiben ismert a használat utáni újrahasznosítási hatékonyság (E_C , %):

$$W_C = M(1 - E_C)C_R \quad (5)$$

A módszertan feltételezi, hogy a termék hasznosítható hányadából a nyersanyagba is kerül és a számítás során az alapanyag duplikációt igyekszik elkerülni. Ezért a nyersanyagok és a termék elemeinek újrahasznosításából eredő hasznosíthatatlan hulladék mennyiségeit

megfelezi. A hulladékáramok ismeretében számíthatóvá válik a teljes hasznosíthatatlan hulladék tartalom (W_{Σ} , kg):

$$W_{\Sigma} = W_0 + \frac{(W_F + W_C)}{2} \quad (6)$$

Minden termékre jellemző egy használati élettartam (L) és intenzitás (U), a kettő szorzata adja a termék hasznosságát (X):

$$X = L * U \quad (7)$$

A körforgás értékét ez a kettő nagyban befolyásolja, hiszen a termék élettartamának és intenzitásának növelése időarányosan kevesebb hulladékot és alapanyag felhasználást jelent. A hasznossági tényezőt ($f(X)$) a termék hasznosságának ismeretében számítható:

$$f(X) = \frac{0,9}{X} \quad (8)$$

Terméknél a tervezett idő helyett a fogyasztói szokásokból adódó élettartam számít. Ugyanez vonatkozik a funkcionális egységre, hiszen a terméket rábizzuk a fogyasztókra, és azt nem a mi terveink szerint fogják hulladékgyűjtőkbe elhelyezni. Mindkét jellemző értéke 0,2 és 10 között adható meg, ahol 1,0 értékben állapították meg a módszertan készítői az ipari átlagot. A körforgás értékét ez a kettő nagyban befolyásolja, hiszen a termék élettartamának és a használat intenzitásának növelése időarányosan kevesebb hulladékot és alapanyag felhasználást jelent.

A lineárisan áramló anyag mennyisége az anyagáramokból kikerülő hasznosíthatatlan hulladék mennyiségét jelöli, melyet elosztva a teljes tömegárammal megadja a lineáris áramlási indexet (LFI):

$$LFI = MIN \left(\frac{(V + W_{\Sigma})}{2M + \frac{(W_F - W_C)}{2}}; 1 \right) \quad (9)$$

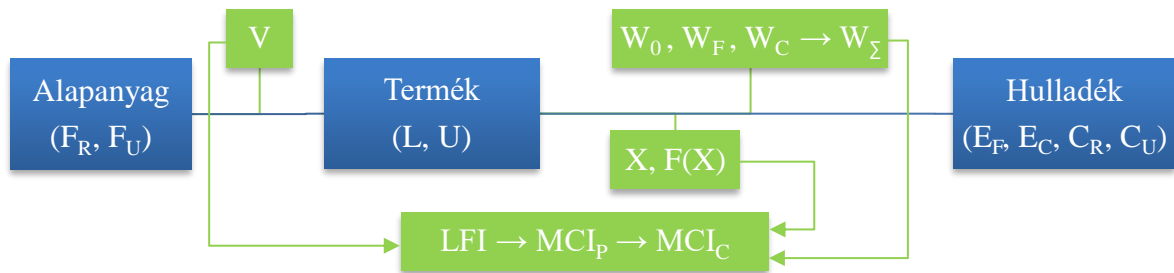
Az LFI értéke 1 és 0 között mozog, ahol 1 jelenti a teljesen lineáris áramlást és a 0 érték a teljesen helyreállító áramlást jelöli. A termék alapanyag összetételének megváltoztatásával a lineáris anyagáramlás befolyásolható, a nyersanyagok visszaszorításával az LFI csökkenthető és ezzel összefüggésben az anyag körforgásos értéke is növelhető.

A termék anyagkörforgása (MCI_p) a lineáris áramlási index és a hasznosság ismeretében számítható:

$$MCI_p = MAX(1 - LFI * f(X); 0) \quad (10)$$

A módszertan 0-ban határozza meg a lineáris termék számtani határát. A hasznossági tényező miatt azonban 0,1 az átlagtermék lineáris értéke, és alatta az átlag termékhez képest gyengébben teljesítők osztályozása történik. A számítás során tehát az anyagáramok lineáris

vagy körforgásos útját kell leírni, hasonló piaci termékekkel összehasonlítva, amennyiben minden információ ismert. Az egyenletek közti összefüggések értelmezését segíti az 7. ábra grafikai összefoglalója.



7. ábra MCI számítás grafikus szemléltetése [saját szerkesztés]

2.2.2.2. Anyagvesztésekkel kiegészített számítási módszer

Az ipari tevékenységek között számos olyan létezik, amely a felhasznált alapanyagoknak csupán kis részét építi be a termékbe, a többi „segédanyag” veszteségként értelmezhető. A módszertant követve, az anyagvesztésekkel kiegészített anyagkörforgásos mutató (MCI') számításához az egyenletekbe integrálhatók az anyagvesztések, vagyis a termékhez felhasznált összes nyersanyagra és hulladékra végezhető el a számítások. A két számítási módszernek a kapcsolódó egyenleteit a 10. táblázat mutatja be, így könnyebben értelmezhetők a hasonlóságok és a különbségek.

10. táblázat Eredeti és az anyagvesztésekkel kiegészített egyenletek az MCI esetében

Paraméter	Egyenlet	Egyenlet anyagvesztésekkel kiegészítve
nyersanyagok	$V = M(1 - F_R - F_U)$	$V' = M'(1 - F'_R - F'_U)$
hasznosíthatatlan hulladék tömege	$W_0 = M(1 - C_R - C_U)$	$W'_0 = (M' - M)(1 - C'_R - C'_U)$
	$W_F = M(1 - E_F) \frac{F_R}{E_F}$	$W'_F = (M' - M)(1 - E'_F) \frac{F'_R}{E'_F}$
	$W_C = M(1 - E_C) C_R$	$W'_C = (M' - M)(1 - E'_C) C'_R$
	$W_\Sigma = W_0 + \frac{(W_F + W_C)}{2}$	$W'_\Sigma = W_\Sigma + W'_0 + \frac{(W'_F + W'_C)}{2}$
hasznossági tényező	$X = L * U$	
	$f(X) = \frac{0,9}{X}$	
lineáris áramlási index	$LFI = \frac{(V + W_\Sigma)}{2M + \frac{(W_F - W_C)}{2}}$	$LFI' = \frac{(V' + W'_\Sigma)}{2M' + \frac{(W'_F - W'_C)}{2} + \frac{(W'_F - W'_C)}{2}}$
Material Circularity Indicator	$MCI_p = 1 - LFI * f(X)$	$MCI'_p = 1 - LFI' * f(X)$
Vállalati MCI érték	$MCI_c = \frac{\sum(\text{faktor} * MCI_p)}{\sum \text{faktor}}$	

2.2.2.3. Vállalati körforgás meghatározása

Egy vállalat 1-nél több terméket állít elő, és ezeket egyesével értékelni nem lehetséges, vagy túlságosan összetett feladat. Ezért a módszertan leírja, hogy referencia termékeket ajánlott alkalmazni a vállalati értékelés reprezentativitása érdekében. Az alábbi feltételeknek kell teljesülnie:

- anyagösszetétel hasonló,
- nyersanyag források aránya hasonló,
- használat utáni célnál az arányok hasonlóak,
- hasznossági jellemzők hasonlóak,
- az elhanyagolt termék tömege kevesebb, mint a teljes tömeg 5 %-a és az elhanyagolt termék bevétele kevesebb, mint a teljes bevétel 5 %-a („de minimis rule”).

A feltételek teljesülését követően először meg kell határozni egy normalizáló tényezőt (faktor), amellyel minden referencia termék jellemezhető. A módszertan elsősorban a terméktömeget és a bevételt ajánlja, de használható egyéb vállalati szempontból értékes adat. Ennek ismeretében a vállalati anyagkörforgásos érték (MCI_c) a termékszintű mutatók súlyozott átlagaként adható meg:

$$MCI_c = \frac{\sum(\text{faktor} * MCI_p)}{\sum \text{faktor}} \quad (11)$$

A körforgás felé haladásban a döntéshozatalt segíti, ha megismerjük a vállalat nagyobb súllyal és kis anyagkörforgásos értékkel rendelkező termékeit. Ezek tulajdonságait változtatva lehet elérni nagyobb eredménnyel a körforgás javulását, nem a kis mennyiségű és kiváló körforgásos értékkel rendelkező termékek további javításával.

2.3. Vízlábnyom számítás (Water Footprint, WF)

A vízlábnyom számítás [53] egy mikro-, makro- és mezoszinten is elvégezhető mutató, egy termékre, egy vagy több fogyasztóra, földrajzi régióra vagy nemzetre vonatkozóan. Egy szervezet vízfelhasználásának feltérképezése számos előnnyel jár. Például a vezetőség támpontokat kap a minőség javításához, a minőség javulása mellett a költségek csökkentését érhetik el, a környezetbarát profil pedig a vevői kör kiszélesítéséhez járulhat hozzá.

A vízlábnyomnak három fő tényezője van (11. táblázat): zöld-, kék- és szürke vízlábnyom. Zöld vízlábnyom ($WF_{zöld}$, l/kg termék) számítását a gyakorlatban a mezőgazdasági és az erdészeti termékek esetében lehet jól alkalmazni, ahol a belső (eső) víztartalom becslése igen fontos. A víztartalom becslés segít felmérni az esővízhasználat

hatásait és költségeit. A kékvíz tartalom ($WF_{kék}$, l/kg termék) könnyebben mérhető vízmennyiségeket tartalmaz, melyek felszíni és felszín alatti forrásból származnak. Az evapotranspirációba beletartozik a tárolás, szállítás, feldolgozás, összegyűjtés és semlegesítés közben végbemenő párolgás. A visszaáramlás történhet más vízgyűjtőbe, vagy más időszakban (pl. száraz és esős időszakok váltakozása), ezért nem kerülhet ugyanabban az időszakban felhasználásra. Kék vízlábnyom maximuma a pillanatnyilag elérhető víz mennyiségére vonatkozik, melynél többet nem lehet felhasználni. Csökkentését a mezőgazdaságban [182] el lehet érni a megfelelő öntözési technológia kiválasztásával, míg a textiliparban folyamatoptimalizálással és túlmosás megakadályozásával [183] minimalizálható.

11. táblázat A vízlábnyom számításnál alkalmazott egyenletek

Paraméter	Egyenlet
zöld vízlábnyom	$WF_{zöld} = \text{evapotranspiráció}_{zöld} + \text{víztartalom}_{zöld}$
kék vízlábnyom	$WF_{kék} = \text{evapotranspiráció}_{kék} + \text{víztartalom}_{kék} + \text{visszaáramlás}$
szürke vízlábnyom	$WF_{szürke} = \frac{L_{sz}}{c_{max} - c_{term}}$
vízlábnyom	$WF = WF_{zöld} + WF_{kék} + WF_{szürke}$

Szürke vízlábnyom ($WF_{szürke}$, l/kg termék) célja, hogy a vízszennyezés mértéke kifejezhető legyen a szennyezőanyag ártalmatlanításához szükséges vízmennyiség megadásával. Megnevezése szerint hígítási vízmennyiséget jelöl, valójában a szennyezés csökkentését nem a vízzel való hígítással érjük el. A c_{max} a szabályozás szerint megengedett maximális telítettséget, azaz a koncentrációs határértéket jelöli (mg/l). A c_{term} a befogadó víztest természetes szennyezőanyag telítettségét jelenti (mg/l), mely az emberi tevékenység nélkül is jelen van a befogadóban. Az L_{sz} az adott időegység alatt kibocsátott szennyezőanyag tömege (kg/év). A szürke vízlábnyom csökkentését elérhetjük a szennyezés megelőzésével, az újrahasznosítással és a kezeléssel. Utolsó lépésként a szennyvízkezeléssel is minimalizálhatjuk, ami nem hígítási eljárás, hanem szennyezőanyag csökkentő módszer. Mindhárom részvízlábnyomnál egy évre számítottuk ki a vízigényt, majd az egy év alatt előállított termékek mennyiségéből számítottuk ki egy kg termékre viszonyítva.

A teljes vízlábnyom (WF , l/kg termék) számításához a fő tényezők szerinti vízigényeket összesítjük. A mutató az aktuális állapotot fogja mutatni a közvetlen és a közvetett vízfelhasználásra, nem ad becslést a jövőbeli állapotokról. Nem számol a lánc végéről visszaforgatott vízmennyiséggel, mely csökkenti például a mezőgazdasági öntözés

vízigényét, tehát nem követi a kibocsátott víz sorsát. Kvantitatív módszer, amely nem mutatja, hogy az adott tevékenység során a víz milyen fontos szerepet játszik a termék előállításában, illetve milyen egyéb tényezők hatásait kell figyelembe venni (pl. kártevők, foglalkoztatás, energiahasználat, időjárás). Az eljárásról a felhasználói kézikönyvben [53] szerepel bővebb leírás.

2.4. Életciklus-elemzés

A mindkét irányból megközelített vízkörforgásos számítások önmagukban nem mutatnak rá a vízkörforgás igazán jelentős következményeire, ezért a számításokat életciklus-elemzéssel is alátámasztottam. Az elemzés során figyelembe vettem a szabványos előírásokat, a vizsgálatot az ISO 14040:2006 [76] és az ISO 14044:2006 [77] nemzetközi szabványok elvei szerint végeztem el. A szabványok iránymutatásaiban leírt lépések szerint végezhető el az életciklus-elemzés (3. ábra).

2.4.1. Sphera – életciklus-elemző szoftver (GaBi)

A Sphera (korábbi nevén: GaBi, verzió: 10.6.1.35 [157]) életciklus-elemző szoftver részletes adatbázissal rendelkezik, amelyet az életciklus-alapú döntések támogatására terveztek, az ökotervezéstől és a környezetvédelemtől kezdve terméknnyilatkozatoktól a stratégiai technológiai döntésekig és a szén-dioxid-semlegességre vonatkozó útitervekig. A környezeti hatások megismerésével összehasonlíthatóvá válnak a visszaforgatási módszerek, a mennyiségi előny mellett a minőségre helyezve a hangsúlyt. A körforgásos gazdasági számításokat kiegészítő életciklus-elemzéshez és a technológiai fejlesztéseket összehasonlító elemzéshez a ReCiPe módszert alkalmaztam. A módszer lehetővé tette, hogy szakirodalmi adatokkal is összehasonlíthassam a tevékenység környezeti hatásait, valamint a Sphera szoftver is tartalmazza a számítási módszert, vagyis validált környezetben végezhető el a számítások.

2.4.2. ReCiPe

A körforgásos gazdasági számításokat kiegészítő életciklus-elemzést végeztem, az összehasonlító elemzéshez a ReCiPe módszert [184] választottam ki. A hierarchikus kategóriába eső, vagyis a 100 éves időszakra vonatkozó eredményeket elemeztem két szintre vonatkoztatva: Midpoint és Endpoint. A ReCiPe módszerben meghatározott hatások pozitív vagy negatív értéke különböző környezeti hatásokat tükröz, amelyek a vizsgált tevékenységnek vagy terméknek a következményei. A különböző hatások egészségügyi és környezeti hatásai szorosan összefonódnak, a kedvező változások hozzájárulnak az emberek

és a környezet védelméhez. Az Endpoint kategóriák egyesítik a Midpoint szintre kiszámolt hatásokat: az emberi egészségre (Human Health), az ökoszisztémára (Ecosystems) és az erőforráshiányra (Resource scarcity) vonatkozó hatásokat egyesítve. A Midpoint (középponti) hatások nevét, jelölését, mértékegységét és az Endpoint (végpont) szerinti besorolását a 12. táblázat tartalmazza.

12. táblázat ReCiPe módszertan szerint alkalmazott Midpoint és Endpoint hatáskategóriák [184]

Hatáskategória neve (Midpoint)	Rövidítés	Mértékegység	Endpoint besorolás*	
Éghajlatváltozás	Climate change	CC	kg CO ₂ eq.	HH, E
Finom részecskék képződése	Fine Particulate Matter Formation	FPMF	kg PM _{2.5} eq.	HH
Fosszilis kimerülés	Fossil depletion	FD	kg oil eq.	RS
Édesvízfogyasztás	Freshwater Consumption	FC	m ³	HH, E, RS
Édesvízi ökototoxicitás	Freshwater ecotoxicity	FEC	kg 1,4-DB eq.	E
Édesvízi eutrofizáció	Freshwater Eutrophication	FEu	kg P eq.	E
Emberi toxicitási potenciál, rákos	Human toxicity potential, cancer	HTP _c	kg 1,4-DB eq.	HH
Emberi toxicitási potenciál, nem rákos	Human toxicity potential, non-cancer	HTP _{nc}	kg 1,4-DB eq.	HH
Ionizáló sugárzás	Ionizing Radiation	IR	kBq Co-60 eq. to air	HH
Földhasználat	Land use	LU	Annual crop eq.·y	E
Tengeri ökototoxicitás	Marine ecotoxicity	MEC	kg 1,4-DB eq.	E
Tengeri eutrofizáció	Marine Eutrophication	MEu	kg N eq.	E
Fémek kimerülése	Metal depletion	MD	kg Cu eq.	RS
Fotokémiai ózonképződés, ökoszisztémák	Photochemical Ozone Formation, Ecosystems	PhOF _e	kg NO _x eq.	E
Fotokémiai ózonképződés, emberi egészség	Photochemical Ozone Formation, Human Health	PhOF _{hh}	kg NO _x eq.	HH
Sztratoszférikus ózon csökkenése	Stratospheric Ozone Depletion	OD	kg CFC-11 eq.	HH
Szárazföldi savasodás	Terrestrial Acidification	TA	kg SO ₂ eq.	E
Szárazföldi ökototoxicitás	Terrestrial ecotoxicity	TE	kg 1,4-DB eq.	E

2.5. Bizonytalansági elemzés

A számítások és módosításuk ellenőrzésére „Cronbach alfa” elemzést [185] végeztem, melynek célja rámutatni, hogy az elemzett módszer többszöri kitöltésével egyenletes és megbízható eredményt ad. Ez a belső konzisztencia leggyakrabban használt mutatója, amely a módszerek bizonytalanságát a következő egyenlet segítségével számítja ki:

$$\alpha = \left[\frac{n}{n-1} \right] * \left(1 - \frac{\sum V_i}{V_t} \right) \quad (12)$$

ahol n a tételek száma, i egy tételt jelöl, V_i a tételek pontszámainak varianciája, V_t pedig a teljes pontszámok teljes varianciája. A Cronbach-alfa (α) együttható 0 és 1 között mozog. Minél közelebb van 1-hez, annál konzisztensebbek egymással a tételek, azonban a kiterjedtebb teszteknel magasabb α -t ad a számítás. Taber [186] szerint az α a legtöbb esetben 0,7-től tekinthető megfelelőnek, de voltak olyan források, ahol már a 0,4 is elegendő volt. Ezekben a tesztekben az α -nak legalább 0,6-os értéket kellett elérnie ahhoz, hogy elfogadható legyen.

2.6. Tisztított víz minőségi index

A szennyvíztisztító telep teljes környezeti hatásának felmérésére az eltávolítási százalékok mellett a tisztított víz minőségi indexet (Effluent Quality Index, EQI, kg szennyezési egység/d) is alkalmaztam. Az EQI [54] a szennyvíz koncentrációinak súlyozott átlagos összegeként határozható meg. Megmutatja, hogy a környezetterhelés milyen irányba változott a kibocsátott tisztított víz minőség szempontjából, hogy a beavatkozások javították a szennyvíztisztító telep teljesítményét.

A vizsgált szennyvíztisztító telep környezeti teljesítményét Sheik és tsai. [187] súlyozási értékeivel kiegészített EQI számítási módszerrel értékeltem. A felhasznált EQI egyenlet az alábbi:

$$EQI = \frac{1}{100(t_f - t_0)} \int_{t_0}^{t_f} \sum_{i=1}^n C_i(t) w_i Q_{e(t)} dt \quad (13)$$

A t_0 és t_f a forgatókönyv adott időszakának kezdő és záró intervallumát jelenti, a C_i pedig a TSS, KOI, TKN, NO_3^- -N és TP mg/l-ben kifejezett átlagos koncentrációértékeit jelzi. A w_i a koncentráció értékek súlya. Mivel a BOI_5 értékek nem álltak rendelkezésre minden időszak esetében, ezért ezt a paramétert kihagytam a számításból. Q_e az adott időszak reprezentatív áramlási sebessége.

3. Eredmények és értékelésük

Kutatási eredményeim bemutatása követi a célkitűzésben felsoroltakat, melynek megfelelően a vízkörforgás kialakításának lehetőségeit két különböző szempont alapján vizsgáltam. Az első terület a körforgásos gazdasági számítások alkalmazhatóságát és módosításait célozza meg, hogy mérhetővé váljon a víz és anyagáramok integrált körforgása, valamint kellő komplexitásúak a többszintű elemzéshez [40]. Ehhez különböző újrahasználati útvonalakat dolgoztam ki, amelyek nemcsak a technológiai, hanem az életszerű alkalmazhatóságot is alátámasztják. Második lépésben az életciklus-elemzés révén a vízkörforgás környezeti hatásait vizsgáltam, különös figyelmet fordítva a jövőbeni öntözővíz-források és a visszaforgatás potenciális negatív következményeire. A két kutatási irány összefonódása lehetővé teszi a körforgásos rendszerek gazdaságos és környezetbarát működtetésére vonatkozó pontosabb előrejelzéseket.

3.1. Vízkörforgás kialakítása egy baromfifeldolgozó üzem szennyvíztisztítási vonalának példáján

Jelen alfejezet alapjául a már megjelent publikációm szolgált [188], amelyben részletesen bemutattam az élelmiszeripari körforgás mértékének számítási lehetőségét a rendelkezésre álló mutatók segítségével, ötvözve a vízkör mérésével.

3.1.1. Alkalmazott forgatókönyvek

A baromfifeldolgozáshoz kapcsolódó vízkörforgás mértékének vizsgálatához több forgatókönyvet is vizsgáltam, melyek figyelembe veszik a technológia kialakítását és a rendelkezésre álló adatokat. Az eredeti és a módosított számításokat mindig egyedi módon végeztem el az adott mutató struktúrája miatt, de az összehasonlításhoz azonos jelöléssel láttam el őket. Az eredeti módszertanok szerint elvégzett számításokhoz az alábbi forgatókönyveket vettem figyelembe:

- N: alapállapot,
- NP: 100 %-ban újrahasznosított csomagoló anyagokat alkalmaznak.

A számítások módosítása során az anyaglistát a vízzel egészítettem ki, ami nagyobb elemzési tartományt jelentett a vizsgált technológia részletesebb megértése érdekében. A módosításokhoz kapcsolódóan az alábbi forgatókönyveket vizsgáltam:

- W: alapállapot a víz alapanyagként való alkalmazásakor,
- WP: 100 %-ban újrahasznosított csomagoló anyagokat alkalmaznak,

- W50: keletkezett szennyvíz 50 %-a visszaforgatásra kerül a természetes vízkörbe,
- W100: keletkezett szennyvíz 100 %-a visszaforgatásra kerül a természetes vízkörbe,
- WM: elérhető maximális anyagkörforgás érték (100 %-ban újrahasznosított csomagoló anyagokat alkalmaznak és a keletkezett szennyvíz 100 %-a visszaforgatásra kerül a természetes vízkörbe),
- WR: keletkezett szennyvíz 100 %-a visszaforgatásra kerül a természetes vízkörbe és 50 %-kal csökkent a vízfelhasználást.

3.1.2. „CE indicator prototype” számítása

Az eredeti módszertant felhasználva 2 forgatókönyvet vizsgáltam meg, melyek nem tartalmazzák a vízvonal adatokat. A számítások során úgy láttam, hogy két kérdés nem alkalmazható a termék típusára:

- A jelenlegi termék össztömege kisebb, mint a korábbi terméké? („*Is the product lighter than its previous version?*”) – 2 pont,
- Bérleti rendszer kialakítható a termék esetében? („*Is there a rental option for the product?*”) – 15 pont.

Ezért az elérhető maximális pontszám 135 lett. Maximális pontszámában eltérés nem lehet, mivel a termék típusa változatlan a különböző esetekre.

Az N eset (13. táblázat) 0,163-as (gyenge) körforgásos értéket kapott. Az eredmények azt mutatják, hogy termék lineáris jellegű, ahogyan az egy fogyasztási cikktől várható. Gyártási vonalnál mutatható ki jelentős mértékű körforgás, a csomagolóanyag visszaforgatás (NP eset) csekély 2 ponttal többet ért el a „Kereskedelem” kategóriában, így 0,178-ra (0,015-tel) növekedett a CEIP értéke. Ez a változás nem motiváló egy lineáris technológiánál, amely a körforgásos céljait készíti elő.

13. táblázat CEIP eredményeinek bemutatása az alapesetre (N)

Életciklus	Elért	Elérhető	Értékelés	
Tervezés/Újratervezés	5	25	0,200	Gyenge
Gyártás	17	25	0,680	Nagyon jó
Kereskedelem	0	15	0,000	Gyenge
Használat	0	35	0,000	Gyenge
Használat után	0	35	0,000	Gyenge
Σ	22	135	0,163	Gyenge

A CEIP metodikája alapján nem elegendően rugalmas a válaszadás, nem érdemes termelési éveket összehasonlítani. Alapvető probléma, hogy csak a pozitív eseteket lehet megkülönböztetni, a romló minőséget nem veszi figyelembe. Ez a különböző évek

teljesítményének összehasonlításakor problémát okoz, mert az esettanulmányban a termelés növekedését a vízfogyasztás növekedése követi, ami a teljesítmény romlására utal. Fogyasztói termék szempontjából az életciklus szakaszai nehezebben értelmezhetők, mivel a „használatban lévő” és a „használat végi” szakaszok erősen kapcsolódnak a biológiai ciklusokhoz. Az így elérhetetlen 70 pont lineáris irányba tolja a terméket.

Eközben a gyártási szakasz a rendelkezésre álló pontok 18,5 %-ának felel meg, ami még teljes pontszám esetén sem elegendő a körforgásos vagy „jó”/„nagyon jó” státusz eléréséhez. Ez alátámasztja Brändström & Saidani [61] megállapítását, hogy a CEIP alábecsüli a körforgásos értékeket.

A kutatásban résztvevő baromfifeldolgozó vállalat vezetőségével és szennyvízkezelési szakértőkkel készített interjúk célja a vízgazdálkodás jelenlegi helyzetének és a víz újrafelhasználást akadályozó hiányosságok megértése volt. A víz újrafelhasználási stratégiákat a legmodernebb vízforrás-hasznosítási megoldásokra vonatkozó szakirodalom alapján vizsgáltam. Az összegyűjtött információk alapján a „gyártás” életciklushoz négy, a vizet alapanyagként figyelembe vevő kérdést adtam hozzá (a számozás az eredeti módszert követi):

- *Q16 - Rendelkezésre áll vízhasználatról kimutatás? (2+15)*
- *Q17 - Alkalmaznak vízcsökkentési tervet? (10+5)*
- *Q18 - Történik szennyvíz újrafelhasználás/újrahasznosítás? (2+15)*
- *Q19 - Van esővíz visszatartásra és hasznosításra kiépített rendszer? (5)*

Bónuszpontokat adtam a víz újrahasznosítására (Q16), ha a vízfelhasználás ismert volt, 10 %-kal súlyozva. Ezenkívül értékelttem a vízfelhasználás csökkentésére irányuló terveket (Q17), és pontokat adtam a meglévő megtakarítási rendszerre. Büntetőpontokat (-2) alkalmaztam, ha a vízfelhasználás nőtt az előző évhez képest. Az újrahasznosítás mellett nagy hangsúlyt fektettem a szennyvíz sorsára (Q18). A jelenlegi magyar élelmiszeripari szabályozás nem támogatja a szennyvíz újrahasznosítását, de más, ugyanolyan értékes célokra is felhasználható a tisztított víz. Ezért megkülönböztettem a hasznosítás célját: kommunális, technológiai és öntözési célú újrafelhasználás. Az előkezelési és a jövőbeli szennyvízhasznosítási terveket alacsonyabb pontszámmal jutalmaztam. A negyedik kérdéssel (Q19) az esővíz visszatartását is a víz visszaforgatáshoz soroltam. A kérdések részletes leírását és a pontozást a 11.1. melléklet tartalmazza.

Az eredeti kérdések felülvizsgálata után a „Tervezés/újratervezés” életciklusra vonatkozóan egy másik kérdést is beillesztettem a termék és a nyersanyag arányának leírására:

- *Q20 - Mekkora az előállított termék és a felhasznált nyersanyagok súlyaránya?*
(3+2)

Több kategóriát határoztam meg: „legfeljebb 50 %”, „50 % < x < 80 %”, „80 % < x < 95 %” és „legalább 95 %”. A változás irányát az előző évhez képest kell értékelni. Az 50 % alatti teljesítményért büntetőpontot (-1), a romló termék-alapanyag arányért pedig negatív pontszámot (-2) adtam. A büntetőpontokat azért vezettem be, hogy ösztönzővé váljon a vízkészletek védelme, ezáltal beszélgetést indítsanak a víz újrafelhasználásának fontosságáról.

A vízvonallal szerezhető pontok az elérhető maximális pontszámot 194-re emeli az esettanulmánynál (minden kérdést figyelembe véve maximum 211 érhető el). Az eredeti (CEIP) és a módosított (CEIP’) módszertan szerinti eredményeket a 14. táblázat foglalja össze.

14. táblázat CEIP és CEIP’ eredményei a különböző esetekre

	N	NP	W	WP	W50	W100	WM	WR
2018	0,171	0,186	0,212	0,227	0,330	0,370	0,381	0,392
2019	0,143	0,157	0,201	0,196	0,309	0,370	0,381	0,371

Az új kérdések bevezetése lehetővé teszi az eltérő tulajdonságú évek összehasonlítását, az eredmények az anyagáramlások és a vízfelhasználás alapján mutatnak különbségeket. Ennek eredményeképpen 2018 esetében az értékek magasabbak, de még mindig a Gyenge kategóriában vannak. 2019 még gyengébben teljesített, figyelembe véve az N és NP eseteket.

A termelés negatív változása szemléltethető, ami miatt a 2019-es adatok alapján mind a W, mind a WP esetében nagyobb kihívást jelent a lineáris tartományból való kiugrás. A csomagolóanyagok újrahasznosítása minimális növekedést mutat a WP és WM esetekben, ahogyan az eredeti módszertan esetében is megfigyelhető. Ez továbbra sem motiváló egy körforgás felé fordulást tervező vállalatnál. A víz bevonása az anyagáramlásba javítja a körforgás arányát, és az újrahasznosítás is jelentős javulást okoz, de a „jó” értékeléshez még többre van szükség. Vízhatalom monitorozással hosszú távon a felhasznált víz mennyisége optimalizálható, ami erőteljes javulást eredményezhet. A meglévő szennyvíztisztítás továbbfejlesztése is hozzájárul a körforgás fokozásához. A gyártási kérdéseknél megközelítően teljes körforgást tudna elérni, ha alternatív energiaforrások használatára is átállnának a víz visszaforgatás alkalmazása mellett.

Figyelembe véve egy 2 pontos csökkenést (pl. büntetés a megnövekedett nyersanyagfelhasználás miatt, a termelékenység növekedése nélkül az előző évhez képest), a körforgás a 2018-as értékeknél 4,63 %-kal, 2019-nél pedig 5,91 %-kal lenne alacsonyabb. Ezzel szemben egy 8 pontos növekedés 19,44 %-kal javítaná az értékeket 2018-ra és 22,04 %-kal 2019-re vonatkozóan. Ez arra utal, hogy a paraméterek érzékenysége a normalizálás után nagyobb, mintha csak az összes elérhető pontot venném figyelembe.

A CEIP mutató a módosítással alkalmassá vált a vízvonalelemzésre és a különböző évek összehasonlítására. Ennek ellenére nem alkalmas a folyamatos fejlődés részletes elemzésére, inkább a körforgást elérő utak meghatározására, előzetes tanulmányként használható. Az eredeti módszertanhoz képest a módosított változat alkalmasabb a különböző termékek összehasonlítására. Figyelembe kell venni, hogy a CEIP alábecsüli a körforgást, de hangsúlyozhatja a lineáris gazdasági megközelítésről való elmozdulás szükségességét.

3.1.3. Anyagkörforgás mértékének számítása

Az anyagkörforgásos számításokat a kérdőíves mutató tapasztalataira építve végeztem el. Mivel a brojler feldolgozás magas alapanyagigényű és ebből a termékbe jelentős mennyiség nem épül be, ezért összehasonlítottam minden esetben, hogy egy ilyen technológiának mekkora szüksége van az anyagvesztésekkel kiegészített számításra. Az első eredményeket a 15. táblázat tartalmazza. Ezt az érzékeny elemzést a vízvonali adataival kiegészítve tettem még részletgazdagabbá.

15. táblázat MCI és MCI' eredmények az eredeti módszertan felhasználásával

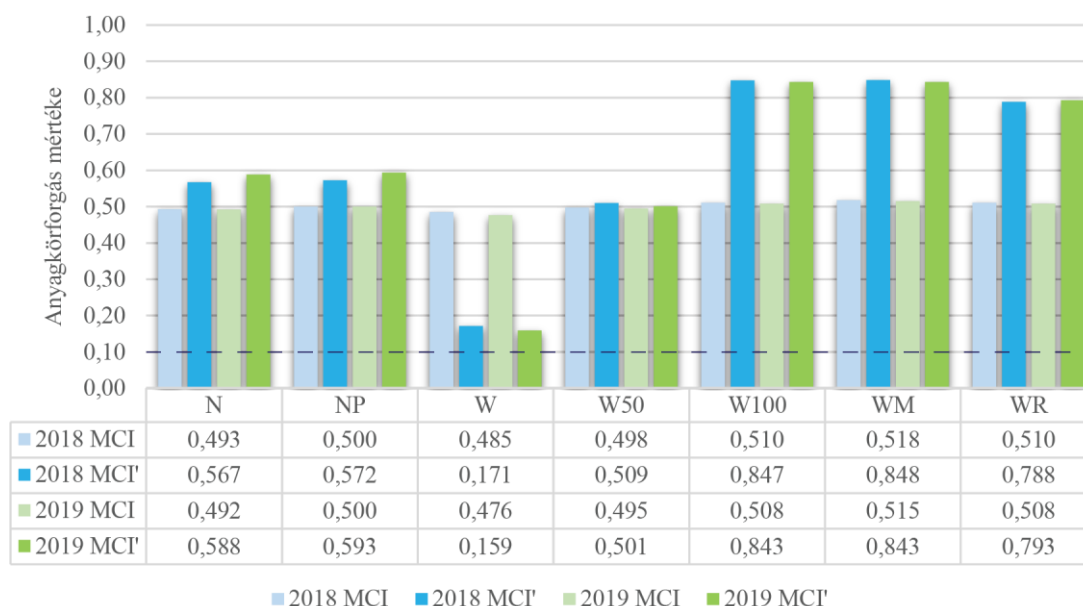
	N	NP
2018 MCI	0,171	0,186
2018 MCI'	0,567	0,572
2019 MCI	0,143	0,157
2019 MCI'	0,588	0,593

A 2018 és 2019 közötti különbség a brojlersírkék és a belőlük készült termékek közötti abszolút és relatív különbségekből adódik. 2018-ban a leszállított brojler 19,24 %-a, míg 2019-ben 23,82 %-a végezte hulladékként, azaz állati melléktermékként. A fogyasztási szokások a termékek jellegéből adódóan meghatározzák a felhasznált csomagolóanyagok és fűszerek mennyiségét, de ez minimális hatással van a mutatóra mind az eredeti, mind az anyagvesztéssel kiegészített számításoknál. Minden nyersanyag friss forrásból származik a hatályos előírásoknak megfelelően. Az alapeset MCI értéke lineáris állapotot mutat. További javulás nem várható, mivel a termékbe beépített nyersanyag 95,1 %-a brojler, azaz lineáris nyersanyag. Az anyagvesztésekkel kiegészítve számítás egy köztes állapotot ért

el, vagyis félúton a linearitás és a körforgás között. Az MCI' érték azért magasabb, mert a termékbe be nem épített anyagok (pl. állati melléktermékek) újrahasznosíthatók, így növelik a körforgás mértékét.

Nem motiváló a termék 1,8 %-os csomagolóanyagtartalmának újrahasznosítása (NP eset), de érdemes megfontolni a vevői elégedettség miatt. Veszteségszámításra jobb körforgásos érték érhető el, az állati melléktermékek hasznosítása miatt. Az anyagáramok egy része (fűszer és brojler) tápanyagként hasznosulnak az emberi szervezetben, de a számítások nem veszik figyelembe a biológiai körforgást, hanem „egyszerű használati tárgy”-ként funkcionálnak, ami csökkenti a körforgás értékét.

Az eredeti módszertanban a víz, mint közvetítő közeg jelenik meg. A módosított mutatóban beillesztettem a vizet a nyersanyagok közé. A víz térfogatként nem összehasonlítható a többi alapanyaggal, ezért tömegként vittem be a számításokba. Az anyagi tulajdonságok megadásánál az újrahasznosításhoz sorolható a tisztított víz folyamat elejére való visszavezetése, melyhez rendelhető újrahasznosítási hatékonyság is. Az eredeti és az anyagvesztésekkel kiegészített számítások esetében egyaránt alkalmazható a módosítás. Azonban a számítás menete nem engedi meg, hogy az anyagáramok mellett más szempontok is vizsgálhatók legyenek, ezért nem hasonlítottam össze az öntözéses és a technológiai célú visszaforgatást. Az eredményeket a 8. ábra szemlélteti, összehasonlítva az eredeti módszertannal.

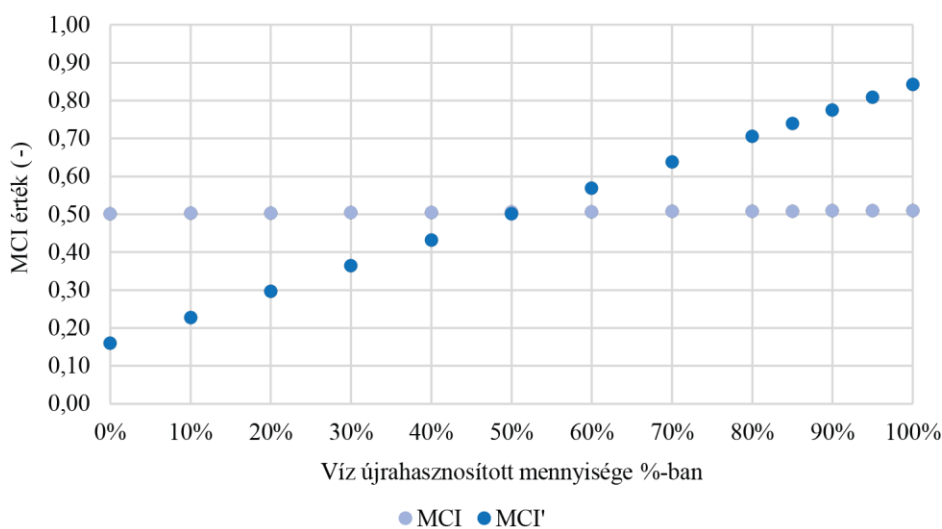


8. ábra Körforgás értékének változása különböző eseteket vizsgálva [saját szerkesztés]

A vízvonal figyelembevételével (W) az MCI értéke -1,53 %-ot változott a 2018-as adatokhoz képest, és -3,26 %-ot a 2019-es adatokhoz képest. A termék össztömege

változatlan maradt (25 963 730 kg-ról 25 662 024 kg-ra), de a 3 %-os víztartalom mind az alapanyag-, mind a hulladékoldalon növelte a felhasználhatatlan anyagok és az alapanyagok tömegét. A technológia mindkét évben az anyagveszteség kiegészítésével lineárishoz közelítő értéket kapott. Ennek oka, hogy a felhasznált alapanyagok több mint 80 %-a víz, ami jelentősen növeli a nem hasznosítható hulladék mennyiségét (8 %-46 %).

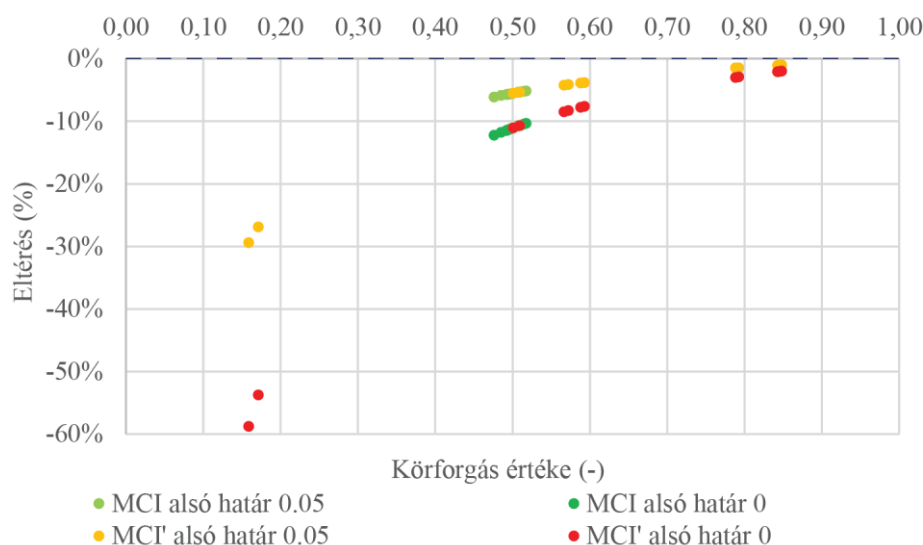
A W, W50 és W100 esetek eredményeinek értelmezéséhez a víz-újrahasznosítást tovább vizsgáltam (9. ábra), hogy 0 % és 100 % között újrahasznált szennyvízre mennyire érzékeny az anyagkörforgásos mutató. Az eredeti módszerrel az MCI-érték alig látható növekedést mutat (max. +3,14 %), ami közvetlenül a termék 3 %-os víztartalmával függ össze. Ha az anyagveszteségeket is figyelembe vesszük, az MCI' maximális értéke 0,848 (WM). A körforgás nem érheti el az ideális 1-es értéket, egyrészt a brojler és a fűszer alapanyagként való felhasználása, másrészt a technológia során jelentkező párolgási veszteség miatt (édesvízigény). Érdekes módon a mutatót nem érinti pozitívan a vízmegtakarítás (WR). A körforgás növelése az újrahasznosítási arány emelkedésével érhető el, annak ellenére, hogy a fajlagos vízfogyasztás magasabb, ami a módszer gyengeségének tekinthető.



9. ábra MCI és MCI' értékeinek változása különböző vízújrahasznosítási arányok felhasználásával [saját szerkesztés]

Húsfeldolgozás szempontjából a felhasználási idő nem függ a termék minőségétől, vagyis az alkalmazási intenzitás ($f(X)$) nem értelmezhető egy fogyasztói termékre. Ennek ellenére a módszer megkövetel egy alsó határértéket. Ennek eredeti célja, hogy a teljesen lineáris termékeket a 0 és 0,1 közötti tartományban össze lehessen hasonlítani. Minél lineárisabb a vizsgált állapot (10. ábra), annál nagyobb eltérés érhető el az alsó határ módosításával. Az eredeti számítási módszerben az alsó határ 0 és 0,05-re történő módosítása 5,2 % és 12,2 %

közötti különbséget okoz a körforgás értékben. Az anyagvesztések figyelembevétele növeli a mutató érzékenységét.



10. ábra Alsó határ kiválasztásának a hatása a körforgás mértékére [saját szerkesztés]

Az $f(x)$ nagyon alacsony értékekre való beállítása elriaszthatja a kiértékelést végző személyeket, mivel a körforgásos mutató is az alacsonyabb tartományba kerülne. Míg a tartós termékek esetében a vizsgált technológia érzékenysége és a versenytársakkal való összehasonlítás miatt elengedhetetlen, addig a fogyasztási cikkek esetében pszichológiai szempontból jó, ha a lineáris termékhatárt 0,1-nél tartjuk.

3.1.4. Vízlábnyom számítása

A vízlábnyom számítást a vállalat teljes vízfelhasználásának megértése érdekében választottam ki, mely tartalmazza a brojlernevelés vízigényét is. A módszer lineáris megközelítést alkalmaz a vízfogyasztás felméréséhez. A számolást az alábbi egyszerűsített képlet mutatja be:

$$WF_T = WF_f + WF_{cs} + WF_b + WF_{tv} + WF_e + WF_{szv} \quad (14)$$

A WF_T [m^3/kg] jelenti a vállalat teljes vízlábnyomát. A technológiai alapanyagok vízlábnyoma 3 részből tevődött össze: fűszerek (WF_f), csomagolóanyagok (WF_{cs}) és brojlerek (WF_b) vízigénye. A technológiai vízlábnyomot a feldolgozási tevékenységek vízfelhasználása (WF_{tv}), az energiahasználat vízigénye (WF_e) és a szennyvízhígítási vízmennyiség (WF_{szv}) adta.

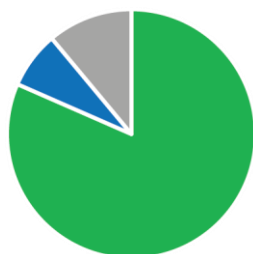
A vízlábnyom-számítást egy átlagos termékre végeztem el (16. táblázat). A fűszer és a brojler erősen kötődik a mezőgazdasági vízhasználathoz, így a vízlábnyom legalább 80 %-a zöldvíz. Ezzel szemben a technológiában használt csomagolóanyagok vízlábnyoma 70 %-ban kékvízből és 27 %-ban szürkevízből áll.

16. táblázat A technológiában felhasznált anyagok számított vízlábnyom értékei

		2018	2019
fűszerek	[m ³]	222 382	200 761
csomagolóanyagok	[m ³]	92 380	91 317
brojler	[m ³]	102 875 301	107 816 382
víz	[m ³]	126 267	163 772
szennyvíz	[m ³]	131 681	160 901
energia	[m ³]	231 558	255 927

A technológia vízigényének számítása több komponensből áll. A közvetlen vízfogyasztás mérése a technológia előtt történik, mely a kékvíz mennyiségét adja. A víz 40 %-a kazánházba jut, a termékek áztatás és mosása 20 %-ot, a forrázás és kopasztás együttesen 14 %-ot használ fel. A technológiai átalakítás minimális hatással volt a vágások számára, miközben a vízhasználat jelentősen növelte a vízlábnyomot. A szennyvízhígítási vízmennyiség 1,2-szeres növekedést mutatott 2019-re. A brojlercsirkék feldolgozásának 4,8 %-os növekedése 10 %-kal növelte az energiafogyasztást. A növekedésnek számos egyéb oka lehetett, azonban a hőhullámra és rendkívüli hidegre kiadott speciális figyelmeztetési fokozatok havi eloszlása, valamint az évi középhőmérséklet növekedése alapján a két év időjárási körülményei [189] [190] nem hozhatók kapcsolatba az energiafelhasználás változásával. Az energia vízlábnyom a vásárolt villamos energia összetétele határozza meg, melynek magas vízigényét a 12 %-os megújuló energia részarány határozza meg.

A teljes vízlábnyom összetételét a 11. ábra mutatja be. A teljes WF értéket vizsgálva a zöldvíz, kékvíz és szürkevíz aránya nem változott, minden érték 5 %-kal nőtt 2018-hoz képest. Ennek oka a brojlerfeldolgozás, amely 4,8 %-kal nőtt 2019-re és mindkét évben több mint 99 %-a volt a vízlábnyomnak. Ennek eredményeként a technológia 29,7 %-os vízfogyasztásnövekedése a teljes vízlábnyomhoz képest alig észrevehető.

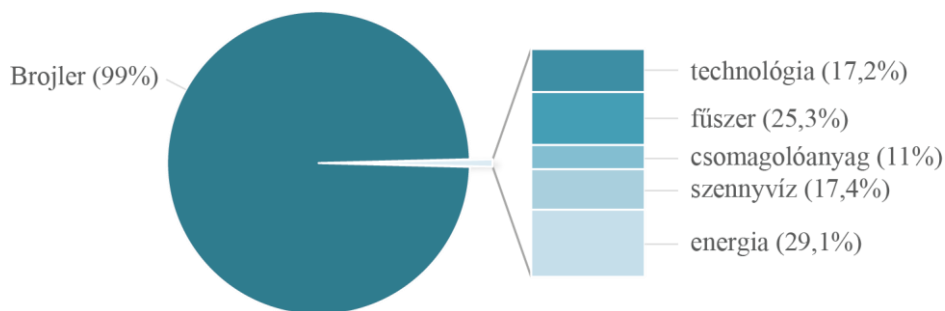


	2018		2019	
■ zöldvíz	3,26 m ³ /kg	81,55%	3,45 m ³ /kg	81,50%
■ kékvíz	0,29 m ³ /kg	7,38%	0,31 m ³ /kg	7,41%
■ szürkevíz	0,44 m ³ /kg	11,07%	0,47 m ³ /kg	11,09%
teljes vízlábnyom	3,99 m ³ /kg		4,24 m ³ /kg	

11. ábra 2018 és 2019 vízlábnyom összetétele az eredeti számítási módszer alapján
[saját szerkesztés]

Két év közötti különbség egyértelműen a termékek össztömegéből és a vízfogyasztás változásából adódik. A brojler nélkül a fennmaradó 1 %-ot (12. ábra) teszi ki az

energiatermelés 29,1 %-kal, a fűszerek 25,3 %-kal, a szennyvízkibocsátás 17,4 %-kal, a vízfogyasztás 17,2 %-kal és a csomagolóanyagok 11 %-kal. A víz és szennyvíz felhasználás vízlábnyom értéke közti eltérés a hígítási érték számításából és a technológiai veszteségekből adódik. Az eredmények azt mutatják, hogy a vízlábnyom értéke nem csökkenthető jelentősen a brojler miatt. A csirkéket nem lehet vízszegény étrenden tartani, mert az nagyobb elhulláshoz és rossz minőségű húshoz vezet, és hasonló okok miatt az általuk elfogyasztott termények vízigénye sem csökkenthető [191].

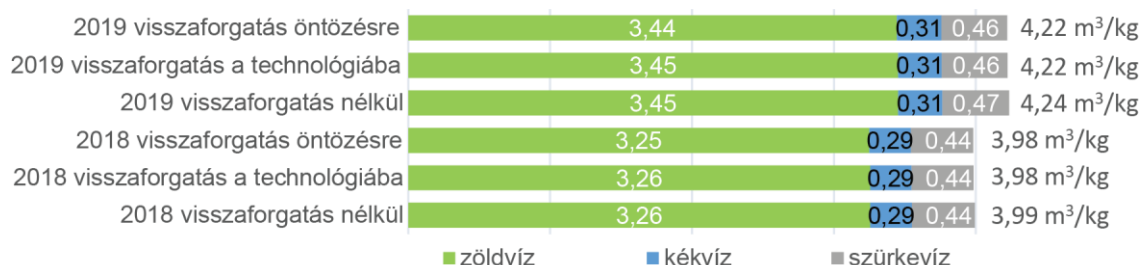


12. ábra A vízlábnyom összetétele a felhasznált anyagáramok alapján [saját szerkesztés]

Az eredeti számítás beépíti a vízlábnyomba a zöld, kék és szürke vízlábnyomokat, azonban figyelmen kívül hagyja a visszaforgatást. Ezért a vízlábnyom számítását úgy módosítottam, hogy a víz újrafelhasználása is szerepeljen a mutatóban. Az alábbi egyszerűsített képlet az összegzést mutatja be:

$$WF' = WF_{zöld} + WF_{kék} + WF_{szürke} - WF_{vf} = WF - WF_{vf} \quad (15)$$

A WF' a víz újrahasználatát figyelembe vevő teljes vízlábnyomot jelenti, míg a WF_{vf} a visszaforgatott tisztított víz mennyiségének vízlábnyomát jelenti. Például a technológiában újrahasznosított víz csökkenti a kékvízigényt, míg az öntözéshez újrahasznosított víz csökkenti a brojler zöldvíz iránti igényét. A visszaforgatott szennyvíz mindkét esetben a szürkevíz igényével csökkenti a vízlábnyom értékét. A kapott eredményeket a 13. ábra szemlélteti.



13. ábra Vízlábnyom összetétel a 2018-as és 2019-es adatok alapján az eredeti és a módosított számítási módszer alapján [saját szerkesztés]

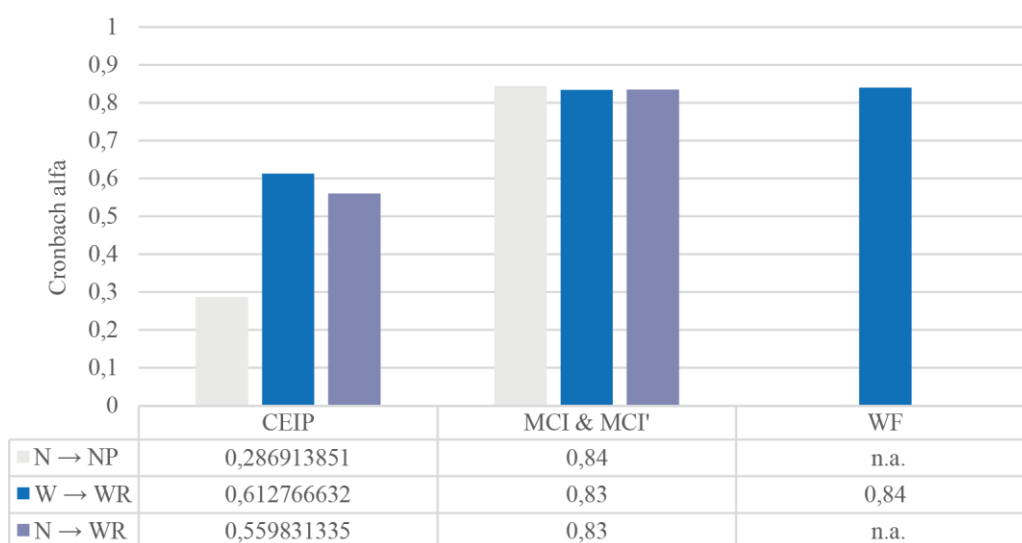
A technológiai vízhasználat és szennyvízkibocsátás tekintetében a technológiába visszavezetett víz növeli a körforgást, míg az öntözés csökkenti a kimeneti oldal terhelését (17. táblázat). Ezzel szemben a körforgás mértéke a teljes WF-en belül elhanyagolható, ami mutatja a megfelelő határok meghatározásának fontosságát. Elengedhetetlen a termék előállításához kapcsolódó teljes környezeti terhelés feltérképezése, azonban a fenntartható fejlődési célok meghatározásához elegendő a szűkebb technológiai vonalat feltérképezni.

17. táblázat Változások a vízlábnyom értékekben az egyes esetekre nézve

		Körforgás	Technológiai körforgás
2018	visszaforgatás nélkül	0	0
	visszaforgatás a technológiába	0,002	0,928
	visszaforgatás öntözésre	0,001	0,510
2019	visszaforgatás nélkül	0	0
	visszaforgatás a technológiába	0,003	0,901
	visszaforgatás öntözésre	0,001	0,496

3.1.5. Bizonytalansági elemzés

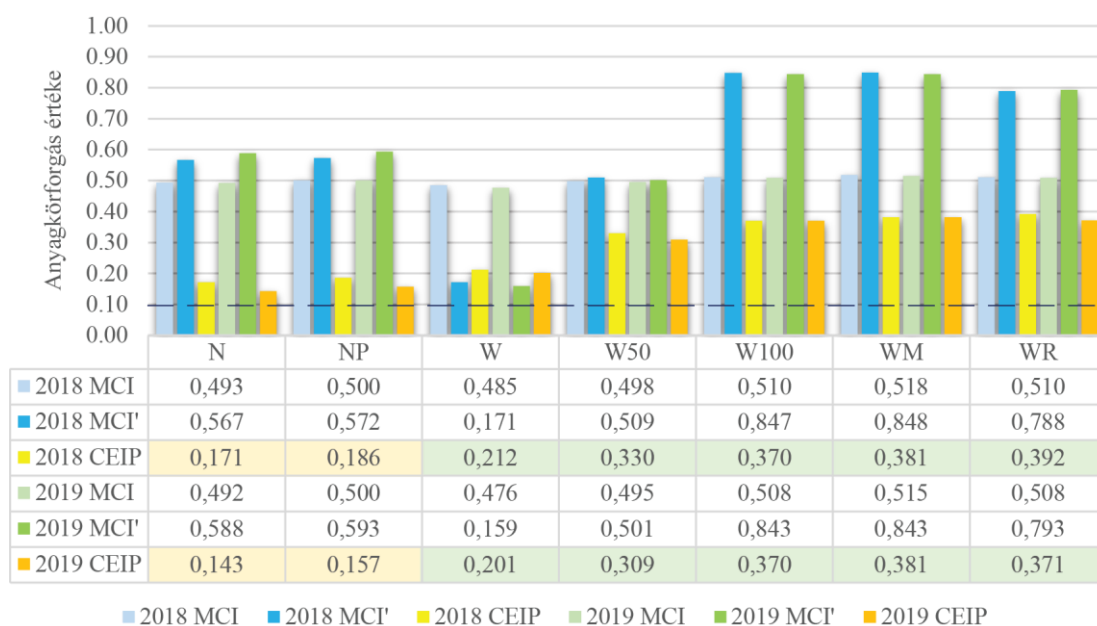
A módosított módszerek esetében bizonytalansági elemzést végeztem, a validálás és a megbízhatóság értékelésére a Cronbach-alfa módszert (14. ábra) alkalmaztam. A CEIP magasabb α értéket ad a kiegészítő kérdésekkel, miközben a fogyasztási cikkek nem vonatkozó életciklus-szakaszok (használatban, használat vége) egyértelműen csökkentik a megbízhatóságot. Az MCI és az MCI' forgatókönyveinek az eredményét együtt elemeztem. A megbízhatóságot magas értékre ($>0,83$) számítottam ki, a ± 5 %-os vízmennyiség változás figyelembevétele mellett. A WF érték egy esetben értelmezhető, de az magas megbízhatóságot mutat.



14. ábra Cronbach alfa értéke (n.a. – nem alkalmazható) [saját szerkesztés]

3.1.6. Mutatók összehasonlítása

Az általam vizsgált vállalat 3 terméktípust (marinált, vákuumozott és tálcsás termékeket) állít elő, azonban egyik termékvonalat se dokumentálják külön-külön, például a beépülő alapanyagok tekintetében. Az MCI módszertana a referencia termékek kiválasztását javasolja, ennek ellenére egy átlagtermékre is elvégezhető a számítás. Hasonlóképpen rugalmas a CEIP is. Korlátozott mértékben fogyasztási termék esetében is alkalmazható mindkét számítási módszer, és az azonos esetek vizsgálata rámutat a mutatók közti eltérésre (15. ábra).



15. ábra Körforgásos gazdasági számítások eredménye összevont ábrán

(a „Gyenge” minősítésű CEIP-értékek sárga háttérrel, a „Megfelelő” minősítésűek pedig zöld háttérrel vannak jelölve.) [saját szerkesztés]

Az eredményeket áttekintve (18. táblázat) a vízfogyasztás beépítésével jobban leírható a baromfifeldolgozás körforgásban való elhelyezkedése. A CEIP az eredeti számítások szerint alul becsüli a technológiát a módosítással szemben, de nem engedi, hogy az elemzés során túlbecsüljük a terméket az életciklus szemlélet miatt. Az MCI ezzel szemben egy köztes állapotot ír le, mert a mutató a fogyasztási cikkek is használati eszközként kezeli, és nem veszi figyelembe az emberi tényezőt, a termék sorsát. A „megveszem és eldobom” megközelítés helyett a számításnak meg kéne adni a lehetőséget a szorosabb kapcsolódásra a biológiai ciklushoz. A vízáram felhasználása egy lépést jelent felfelé, a körforgás értékének romlása jól kifejezi ennek a technológiának a pazarló oldalát, ezáltal összhangba kerül a

CEIP eredményével is. Nem véletlenül, hiszen a CEIP eredeti módszertana az MCI szempontok figyelembevételével készült.

18. táblázat Eredmények összesítése

		N	NP	W	WP	W50	W100	WM	WR
CEIP	2018	0,163 → 0,171	0,178 → 0,186	0,216	0,227	0,330	0,371	0,381	0,392
	2019	0,163 → 0,143	0,178 → 0,157	0,186	0,196	0,309	0,351	0,361	0,371
MCI	2018	0,493	0,500	0,485		0,498	0,510	0,518	0,510
	2019	0,492	0,500	0,476		0,495	0,508	0,515	0,508
MCI'	2018	0,567	0,572	0,171		0,509	0,847	0,848	0,788
	2019	0,588	0,593	0,159		0,501	0,843	0,843	0,793
WF	2018	3,99 m ³ /kg					3,98 m ³ /kg		
	2019	4,24 m ³ /kg					4,22 m ³ /kg		

Mindkét mutatót ipari szereplőkre tervezték, a CEIP és az MCI módosítása közepes nehézségű, mivel a termék életszakaszokhoz szorosan kapcsolódnak. Az elemzés mélysége széles skálán mozog. A CEIP nem alkalmas precíz (pl. évek) összehasonlításra, míg az MCI részletessége miatt a finom változások jobban követhetők. Ez alapvetően meghatározza a felhasználói bázist. Az élelmiszeriparra jellemző szigorú higiénés előírások a technológián belüli visszaforgatásnál jelentős kihívást jelentenek. Mezőgazdasági öntözővízként hasznosítva a felhasznált frissvíz mennyisége csökkenthető: például a brojler tápok öntözéséhez alkalmazva. Ezáltal a kimeneti oldal körforgása növelhető a vizsgált szervezetenél, és egy másik gazdasági szereplőnél a bemeneti oldal javulhat. A CEIP jól idomul ehhez a szemlélethez. Teljes körforgás azonban fogyasztási termékeknél nem elvárható, mivel a termék alapanyaga „használat” után nem visszaforgatható. Mindkét számításnál megmutatkozik, hogy a termelésnek és a termék sorsának minden eleme fontos. Például az MCI a termékbe beépülő 3 %-os víztartalom miatt nem képes az átmeneti állapotból kiszabadulni, míg a veszteségeket figyelembe véve a teljes körforgás megközelíthetővé válik (0,915).

Egyik módszertan sem tartalmazza a biológiai ciklus (emberi fogyasztás) számszerűsítését, így a termék egyes részeinek újrahasznosítása nem került be a számításba. Erre időközben megoldást talált Rocchi és tsai. [58] és módosította az MCI módszert a biológiai ciklusok bevonásával. Hasonló módon a szennyvízből származó erőforrások (pl. műtrágya) hasznosítása is beépíthető lenne a számításokba. Az energiafelhasználás tekintetében az MCI teljesít gyengén, mert nem sorolja az alapanyagok közé, ezért kiegészítő számításokat javasolt mellé alkalmazni.

A vízlábnyomszámítás minden vizsgált esetben nagyon hasonló értékeket eredményez, mivel a brojlerek a WF 99 %-át zöldvízként teszik ki. Az évek közötti különbség teljes mértékben összhangban van az alapanyag növekedésével. Ebből a szempontból a víz újrahasznosítása csak csekély szerepet játszhat a technológia hatásainak mérséklésében. Ebben az értelemben a körforgásos mutatók árnyaltabb képet adnak, mivel megkülönböztethető a csomagolás vagy a víz újrahasznosításának hatása. A brojler vízfelhasználástól eltekintve a feldolgozási lépések vízigényének nagy része kékvíz, mivel a technológiai vonalak nagy mennyiségű fertőtlenített vizet igényelnek. Ennek 85 %-a szürkevíz-ként távozik. Ezen felül az energiafelhasználás vízlábnyomát a magyar villamosenergia-termelési arányok határozták meg. A teljes vízlábnyom értéke érzékeny arra, ha az energiamix eltolódik egyik vagy másik energiaforrás felé, mivel a megújuló energiaforrások WF-je pedig 0,001 és 78,0 m³/GJ között mozog [172]. A termék linearitása nyilvánvaló, az alapanyaggyártás minőségi követelményei miatt nem módosítható. A vízhasználat technológiájára összpontosítva az eredmény hasonló a másik két mutatóhoz; öntözéssel köztes állapot (0,49–0,51), míg technológiai víz visszaforgatással közel teljes körforgás (0,9–0,92) érhető el.

A számítások megmutatták, hogy a mutatókat eredetileg nem fogyasztási, hanem tartós termékekre tervezték. Ennek ellenére kismértékű átalakítással alkalmassá válhatnak a vízkör mérésére, melyhez célszerű a mutatók előnyös tulajdonságait kombinálni.

3.2. Vízkörforgás kialakítása és az életciklus-elemzés kapcsolata a baromfifeldolgozásban

Kutatásom ezen szakaszának célja egy Magyarországon található baromfifeldolgozó üzem víz visszaforgatási stratégiájának tervezését elősegítő részletes környezeti hatásvizsgálat készítése. Az életciklus-elemzést a fenntartható vízújrahasználat különböző forgatókönyveire fejlesztettem ki, mely figyelembe veszi a jogszabályi és pénzügyi korlátokat. A két egymást követő év, melyből az adatokat feldolgoztam, anyagfelhasználási hatékonyság szempontjából eltér, így a termelés változásaival is összeköthetők a környezeti hatások. A vállalat a jogszabályi környezet változását megelőzve cserélte le flotáló berendezését szakaszos üzemű reaktorra, tervbe véve a víz természetes körforgásba való visszavezetését. Szennyvízkibocsátásukat az új rendszer kiépítését követően tervezik újrahasználni, melyre 4 lehetőségük van: csatornába és felszíni vízbe kibocsátás, öntözővíz és technológiai célú használat. A következőkben ennek a 4 útvonalnak a hatásait értékelem ki, kiegészítve a rendszerhatáron kívül eső települési szennyvíztisztítók és az életciklus-elemzéstől független szempontok figyelembevételével. A jelen alfejezetben bemutatott eredményeket a már megjelent publikációm támasztja alá [192].

Minden esetet a ReCiPe módszer szerint értékeltem ki, Mehmeti és Canaj [144] javaslata alapján a középponti és végponti hatásokat is figyelembe vettem. Az eredményeket az azonosított forgatókönyveken keresztül mutatom be, kiemelve a legjelentősebb változásokat. Minden esetben a 2018-as bázisév alapesetéhez viszonyítom a többi forgatókönyvet. Az egyes forgatókönyvekre és kategóriákra vonatkozó részletes eredményeket a 11.2. melléklet tartalmazza.

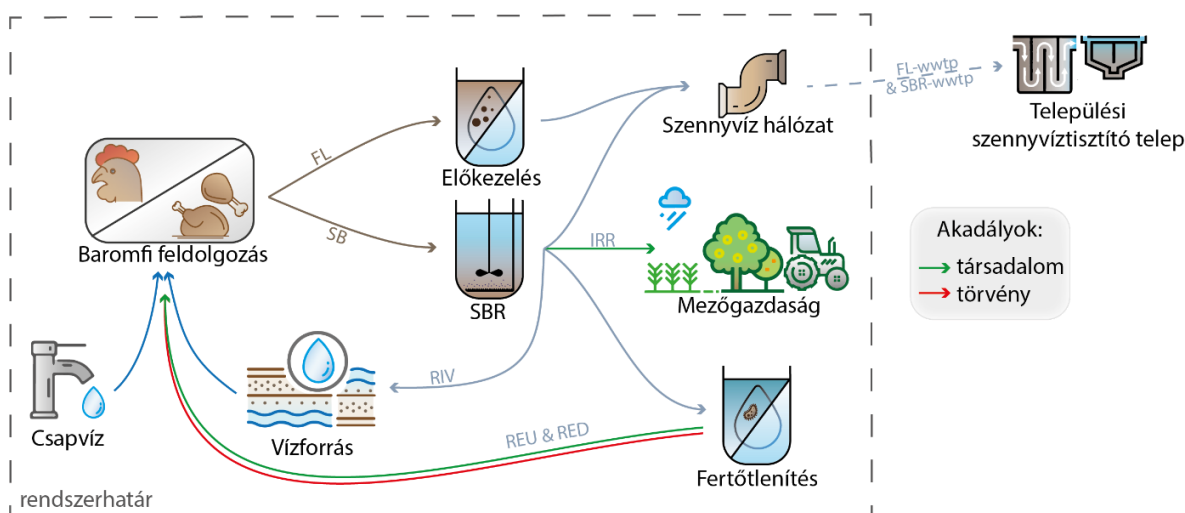
3.2.1. Alkalmazott forgatókönyvek

Az elvégzett részletes életciklus-elemzés során az alábbi forgatókönyveket vettem figyelembe:

- FL: szennyvíztisztítás fizikai-kémiai előkezeléssel,
- SB: szennyvíz elvezetése a közcsatornába szakaszos üzemű reaktor biológiai tisztítása után,
- RIV: szennyvíz elvezetése felszíni vízbe szakaszos üzemű reaktorhoz kapcsolt terciér tisztítási technológiát követően,
- REU: kezelt víz újrafelhasználása technológiai folyamatokhoz,
- RED: kezelt víz visszaforgatása technológiai felhasználásra, miközben a vízmennyiséget 50 %-kal csökkentik,

- IRR: A kezelt víz újrafelhasználása öntözéshez.

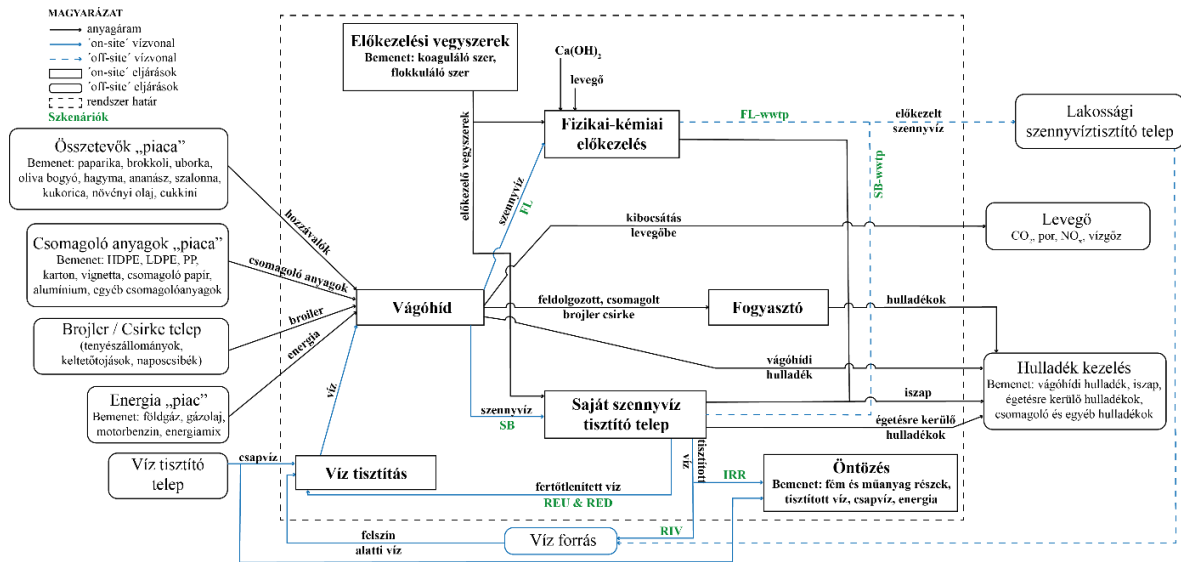
A vizsgált baromfifeldolgozó üzem esetében a felhasznált technológiai adatok rendszerhatáron belüli adatnak minősülnek, azonban az elemzésekhez felhasznált lakossági szennyvíztisztító telep rendszerhatáron kívül eső elemnek minősül. A rendszerhatár és a forgatókönyvek kapcsolatát a 16. ábra szemlélteti. A grafika rámutat, hogy a fizikai-kémiai kezelés és a saját SBR tisztító kialakítása esetén is szorosan kapcsolódik a települési szennyvíztisztító telep a vízvonalhoz és a vízkörforgás kialakításának köszönhetően függetlenedhetnek teljesen a gyárkapun kívül eső elemtől.



16. ábra Rendszerhatár a vizsgált baromfifeldolgozó üzem esetében és a rendszerhatáron kívül eső települési szennyvíztisztító telep [saját szerkesztés]

Az alapforgatókönyv (FL) viszonyítási alapként szolgál más esetekkel való összehasonlításához, amely megfelel azoknak a feltételeknek, amikor a baromfifeldolgozásból származó szennyvizet csak fizikai-kémiai úton kezelték. Elsősorban környezetvédelmi szempontból megfelelő bizonyítékot nyújt arra, hogy miért volt jó választás a biológiai szennyvíztisztító rendszerbe történő beruházás. Egy tárolótartályból és két párhuzamos reaktorból álló szakaszos üzemű reaktor (SBR) szerepel a második forgatókönyvben (SB), amelyben a tisztított vizet a települési közcsatornába vezetik be. Egy 5 km-es csővezeték megépítését követően lehetővé válna, hogy a fertőtlenített kezelt vizet közvetlenül egy közeli vízfolyásba vezessék be (RIV). A kiindulási és az SBR eseteket kibővítettem egy telephelyen kívüli szennyvízkezelési lépéssel - mint alforgatókönyvvel (FL-wwtp és SB-wwtp) -, hogy jobban érthetővé váljanak a rendszerhatáron túli környezeti hatások.

A következő három forgatókönyvben a víz újrafelhasználási útvonalakhoz egy fertőtlenítő egységet is beépíttem. A technológiában való újrafelhasználást (REU) és a vízigény csökkentését (RED) kulcsfontosságú elemnek tekintem a vízhiány kezelésében. Ezek a lehetőségek a víztisztító egységben történő újrahasznosítást foglalják magukban. Mivel a jogszabályok lehetővé teszik a tisztítottvíz öntözési célú felhasználását, ezt a forgatókönyvet is figyelembe vettem (IRR). Az öntözött növényektől függően különböző szintű fertőtlenítésre lenne szükség, de ez nem jár további beruházással, mivel a víztestbe való bevezetéshez már szükséges lenne a fertőtlenítés. Az 17. ábra az összes forgatókönyv rendszerhatárát együttesen mutatja be. Funkcionális egységnek az 1 kg brojlerterméket választottam ki, azonban a körforgásos gazdasági mutatókhoz való kapcsolódás és a kommunális szennyvíztisztítás hatásaival való összehasonlítás érdekében 1 m³ tisztított vízre is átszámítottam.



17. ábra Rendszerhatárok és modelstruktúra a vizsgált víz újrafelhasználás életciklus-elemzési forgatókönyveiben [saját szerkesztés]

3.2.2. Szennyvíz fizikai-kémiai előkezelésének hatásai (FL)

Kutatásom ezen szakaszában a szennyvíz újrafelhasználási lehetőségek hatásának értékelésére összpontosítottam egy baromfifeldolgozó üzem példáján keresztül. A folyamatok és hatásaik két fő kategóriára oszthatók: a termékvonal a brojlerektől kezdve a csomagolt árukig, a vízvonal a kinyeréstől kezdve a tisztított víz kibocsátásáig és újrahasznosításáig. A hatáskategóriák abszolút értékeit így 1 kg brojlertermékre vagy 1 m³ tisztított vízre számítottam ki. A három végponti hatáskategória közül (19. táblázat) kiemelkedik az erőforráshiány (resource scarcity, RS), melynek értékét a fosszilis készletek

kimerülése határozza meg. A számított átlagos költség értéke 0,48 \$/kg brojlertermék vagy 0,085 \$/m³ tisztított víz esetén. Ha a vízvonalat külön vizsgálom, a hatás negyede a fémek kimerüléséhez kapcsolódik. Középponti hatásoknál a legjelentősebb kategória az éghajlatváltozás (climate change, CC) és a fosszilis készletek kimerülése (fossil depletion, FD). CC értéke azonban a többi szakirodalmi értékhez képest alacsonyabb, átlagosan 1,08 kg CO₂ eq./kg brojlertermék, szemben Kalhor és tsai. [100] eredményével, akik nyárra 2,93 kg CO₂ eq. és télre 5,36 kg CO₂ eq. értéket határoztak meg 1 kg csomagolt termékre vetítve. Vízvonal szempontjából átlagosan 2,79 kg CO₂ eq./m³-t számítottam, ami magasabbnak tűnhet a kommunális SBR-re kapott értékekhez képest (0,77 kg CO₂ eq./m³ az IMPACT 2002+ módszertan szerint) [193]. Ugyanakkor meg kell jegyezni, hogy a kommunális szennyvíz jellemzően alacsonyabb koncentrációjú (a példában 200 mg BOD₅/l), mint a baromfifeldolgozásból származó nagy szennyezettségű szennyvíz (kb. 2 600 mg BOD₅/l). A különböző folyamatok elemzése rámutat, hogy az energiafelhasználás 56 %-ban és a brojlertermesztés 38 %-ban járul hozzá az éghajlatváltozáshoz. A technológia dekarbonizációja megoldást jelent a hosszú távú hatások mérséklésére, így csökkentheti FD értékét (1,35 kg oil eq./kg termék vagy 0,32 kg oil eq./m³ tisztított víz), amelyet elsősorban (98 %-ban) az energiafelhasználás határoz meg. Hasonló következtetés vonható le a szárazföldi ökotoxicitással kapcsolatban is, mivel a flotációs folyamathoz csupán a hatás 0,53 %-a kapcsolódik.

19. táblázat Alapeset életciklus-elemzés eredményei kétéves adatokra, melyek bemutatják a termelés volumenének változása által okozott hatáskülönbségeket

Környezeti hatás kategória		Rövidítés	Egység	2018	2019	Változás
végpont	Human health	HH	DALY	98,17	105,66	+7,63 %
	Natural environment	NE	species.yr	-0,03	0,02	+165,31 %
	Resource scarcity	RS	\$	11 273 532	13 607 297	+20,70 %
középpont	Climate change	CC	kg CO ₂ eq.	26 547 705	29 790 513	+12,22 %
	Fine particulate matter formation	FPMF	kg PM _{2.5} eq.	115 820	122 658	+5,90 %
	Fossil depletion	FD	kg oil eq.	31 758 846	37 987 367	+19,61 %
	Freshwater consumption	FC	kg m ³ eq.	169 839	210 981	+24,22 %
	Freshwater ecotoxicity	FEc	kg 1,4-dB eq.	10 334	12 352	+19,52 %
	Freshwater eutrophication	FEu	kg P eq.	2 316	2 427	+4,81 %
	Human toxicity potential – cancer	HTP _c	kg 1,4-dB eq.	13 000	15 965	+22,81 %
	Human toxicity potential – non-cancer	HTP _{nc}	kg 1,4-dB eq.	2 975 525	3 708 885	+24,65 %
	Ionizing radiation	IR	kBq Co-60 eq. to air	98 353	111 684	+13,55 %
	Land use	LU	annual crop eq.*y	201 342	225 054	+11,78 %
	Marine ecotoxicity	MEc	kg 1,4-dB eq.	26 356	32 232	+22,29 %
	Marine eutrophication	MEu	kg N eq.	88 581	92 839	+4,81 %
	Metal depletion	MD	kg CU eq.	34 486	36 917	+7,05 %
	Photochemical ozone formation - ecosystems	PhOF _e	kg NO _x eq.	31 742	38 086	+19,99 %
	Photochemical ozone formation - human health	PhOF _{hh}	kg NO _x eq.	30 773	36 908	+19,94 %
	Stratospheric ozone depletion	OD	kg CFC-11 eq.	370	388	+4,84 %
	Terrestrial acidification	TA	kg SO ₂ eq.	904 714	952 010	+5,23 %
	Terrestrial ecotoxicity	TE	kg 1,4-dB eq.	10 342 218	12 230 167	+18,25 %

A 2018-as és 2019-es eredmények rávilágítottak az alacsonyabb erőforrás-hatékonyság és a termék típusok megváltozásának hatásaira. A vásárlók igényei jelentősen befolyásolták a gyártáshoz felhasznált alapanyagok mennyiségét. A brojler felhasználása 4,8 %-kal nőtt, míg a hozzáadott összetevők (pl. kukorica, uborka, különféle fűszerek) mennyisége 8,7 %-kal és a csomagolóanyagok mennyisége 1,2 %-kal csökkent. A technológiai sorok folyamatos átalakítása hatással volt az erőforrásigényre, ami a vízfelhasználásnak a 29,7 %-os, az energiaigénynek a 10,39 %-os és a flotációs hulladék keletkezésének a 20,2 %-os növekedését eredményezte. Az elhullás, amely nehezen ellenőrizhető tényező, hozzájárult a telepről távozó hulladék 29,8 %-os növekedéséhez. Az évek közötti változások, melyek meghatározzák a három végponti mutatót, a következőképpen alakultak: +10,4 % energiafelhasználás, -8,7 % hozzávaló felhasználás, +4,8 % brojler felhasználás, -1,2 % csomagolóanyag-felhasználás, +76,2 % kútvízkivétel. Mindez azt jelenti, hogy a relatív hatások (károk) nem egyenletesen változtak (19. táblázat). Az emberi egészség (human health, HH) kategória 7,63 %-os és az erőforráshiány (RS) 20,70 %-os növekedésével szemben kiugró a természetes környezet (natural environment, NE) 165,31 %-os növekedése. A HH és NE kategóriákat leginkább a brojlertermelés (20. táblázat) és az energiaigény határozza meg. A természetes környezet kategória esetében a hozzávaló felhasználás ökoszisztémára gyakorolt hatásai további szerepet játszanak, ami az NE kategória értékét a 2018-as negatívból 2019-re pozitív tartományba löki. Az életciklus-elemzésben egy hatáskategória negatív értéke környezeti előnyöket jelent, míg a pozitív érték környezeti károkra utal [194]. Az eltérés leginkább a vízkitermelés, az eutrofizáció és az éghajlatváltozás hatáskategóriáknál figyelhető meg. Az RS esetében az energiafogyasztás az egyetlen olyan anyagáram, amely minden más szempontot felülír. A csomagolóanyagok hatása szintén jelen van minden hatáskategóriában, de minden esetben 2 % alatt marad.

20. táblázat Környezeti kár (végpont) mutatóinak összetétele a fizikai-kémiai előkezelés esetében (2018 és 2019 átlaga)

Végpont kategória	Energia	Fűszer	Brojler	Csomagoló -anyag	Csapvíz	Flotálás	Kút	Termelés
Human health	19,36 %	0,78 %	78,70 %	0,81 %	0,01 %	0,33 %	0,00 %	0,01 %
Natural environment	8,96 %	-52,63 %	37,77 %	0,40 %	0,03 %	0,17 %	0,05 %	0,01 %
Resource scarcity	98,25 %	0,02 %	0,00 %	1,68 %	0,01 %	0,05 %	0,00 %	0,00 %

A középponti mutatókat figyelembe véve (19. táblázat) az alkategóriák 2019-ben +4,81 %—+24,65 %-os növekedést mutatnak. A brojler, mint elsődleges nyersanyag, 5 hatáskategóriát határoz meg, melyekben az aránya minden évben 91,85 % és 100 % között van: finom részecskék képződése (fine particulate matter formation, FPMF), édesvízi (freshwater eutrophication, FEu) és tengeri eutrofizáció (marine eutrophication, MEu), sztratoszférikus ózonréteg csökkenés (stratospheric ozone depletion, OD), szárazföldi savasodás (terrestrial acidification, TA). A FPMF esetében a brojler hatása a 2018-as 92,81 %-ról 2019-re 91,85 %-ra csökkent, a többi esetében nem történt lényeges változás.

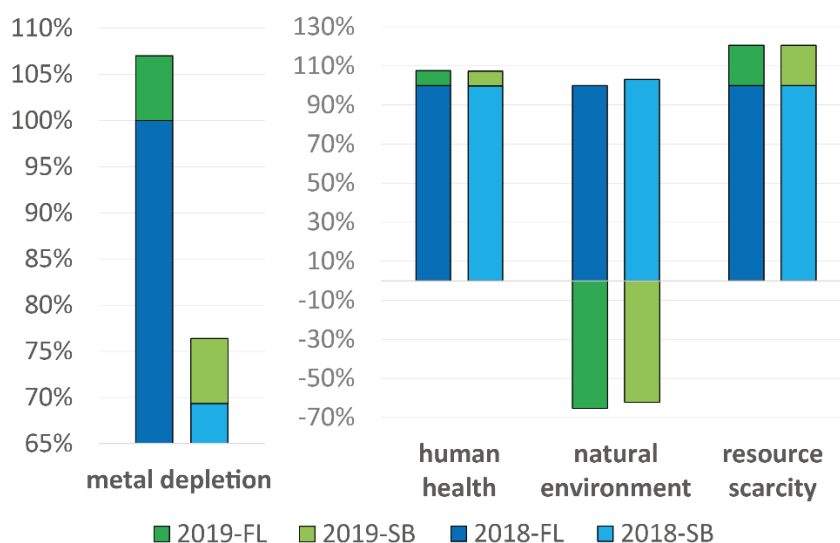
Három kategória (éghajlatváltozás, fémek kimerülése (metal depletion, MD) és édesvízfogyasztás (freshwater consumption, FC)) összetétele eltérő volt. A CC esetében az energia és a víz aránya 2018-ban 54,27 % és 39,59 %, 2019-ben pedig 57,79 % és 36,97 % volt. Az MD esetében az energia dominál 62,32 %-kal 2018-ban és 67,93 %-kal 2019-ben, míg a víz 36,02 %- és 30,55 %-ot határozott meg. 2018-ban az FC-t az energia mindössze 9,35 %-ban, a brojler 13,99 %-ban, a csomagolás 2,37 %-ban határozta meg, a vízfelhasználás pedig a fennmaradó 74,38 %-ot adta. Utóbbi 2019-ben 3,25 %-kal nőtt a kútvíz használatára való átállás miatt, mivel a teljes vízkitermelés 69,93 %-át kitette az előző évi 49,29 %-kal szemben. A fennmaradó 10 hatáskategóriában az energiafelhasználás határozza meg az összetétel 87,40–98,54 %-át, a többi anyagáram kevesebb, mint 6 %-ban van jelen, kategóriánként változó arányban.

3.2.3. A rendszerhatárok belüli szennyvíztisztítás hatásai (SB)

Egy a rendszerhatáron belül alkalmazott szennyvíztisztító telep 0,33 %-kal és 0,05 %-kal csökkentené a környezeti károkat az emberi egészség és az erőforráshiány szempontjából, mindkét év esetében. Ez madártávlatból nézve nem tűnik jelentős változásnak. Mivel a mutatókat az energiafelhasználás határozza meg, jelentős csökkenést csak a fosszilis tüzelőanyagok iránti kereslet mérséklésével lehetne elérni. Közelebbről megvizsgálva azonban megállapítható, hogy a fémek kimerülésében figyelemre méltó, 30,66 %-os megtakarítás érhető el. A természetes környezetre gyakorolt hatás a két év között eltérő. A 2018-as évben a NE 3,14 %-kal magasabb, mint az alapesetben (FL), míg 2019-ben a kár 4,80 %-kal csökken.

A szennyvíztisztító telep üzemeltetésével 2018-ban 1,22 %-kal, 2019-ben pedig 1,09 %-kal csökkenthette volna a középponti környezeti hatásokat (18. ábra) a vállalat. A fémkimerülés az egyetlen ettől jelentősen eltérő paraméter. Flotációs rendszerben a vegyszerek összömege 2018-ban 11,02 kg és 2019-ben 10,42 kg volt 1 m³ tisztított vízre

vetítve. Ezzel szemben az új, szakaszos üzemű technológia kevesebb koaguláló- és flokkuláló szert igényel. A vegyszerek mennyisége 1,04 kg-ra csökkenthető, ami ezt a meggyőző különbséget okozta az MD esetében.



18. ábra Környezeti hatások változása az SBR szennyvíztisztító technológia bevezetését követően. [saját szerkesztés]

Az új SBR energiafogyasztásra gyakorolt hatása elhanyagolhatónak tekinthető ($2,81 \text{ kWh/m}^3$) annak ellenére, hogy a régi technológia csupán $0,54\text{--}0,68 \text{ kWh/m}^3$ -t igényelt. A megnövekedett energiaigény az eleveniszap levegőztetési igényéből adódik. Ha azonban az eltávolított szervesanyag-mennyiséget is figyelembe vesszük, az SBR energiaigénye $1,05 \text{ kWh/kg BOD}_5$, amely megfelel a szakirodalmi adatoknak: $0,93 \text{ kWh/kg BOD}_5$ [195] vagy $0,49\text{--}3,38 \text{ kWh/kg BOD}_5$ [196]. Összehasonlításképpen, a brojlerfeldolgozási technológia átlagosan $108,79 \text{ kWh-t}$ használ fel minden egyes köbméter termelt szennyvízre, ami 39-szer több, mint az SBR-technológia energiaigénye.

3.2.4. Rendszerhatáron kívül eső szennyvíztisztítás LCA-hatásai (FL-wwtp, SB-wwtp)

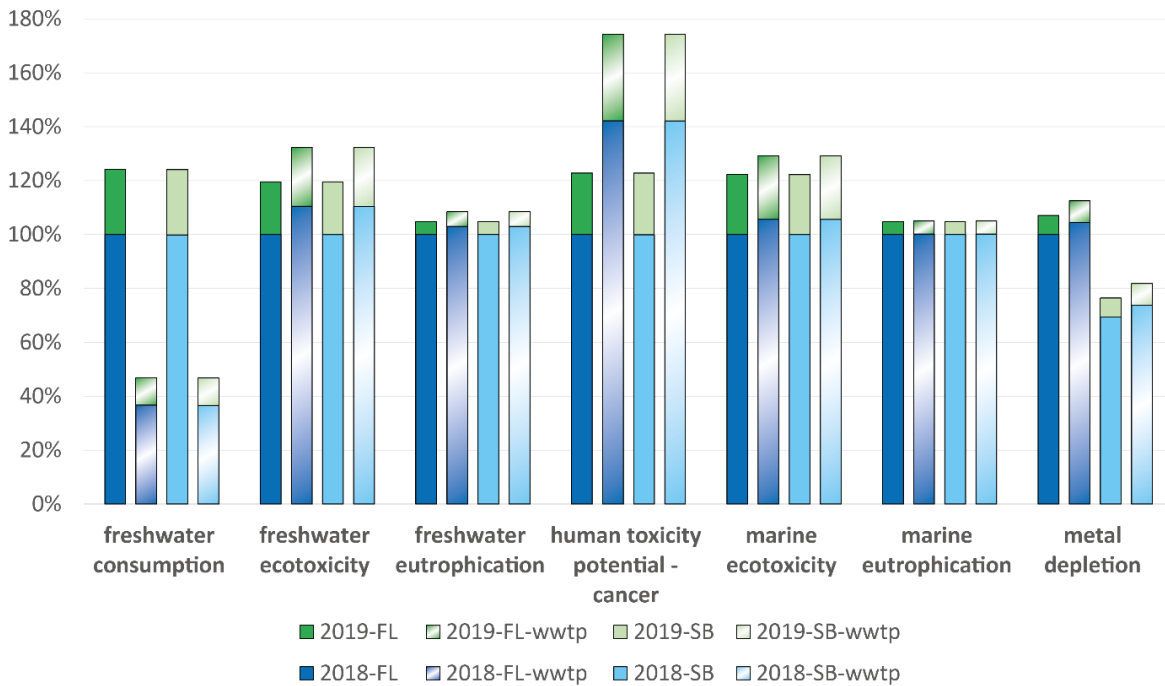
Általában a brojler feldolgozás rendszerhatárait úgy határozzák meg, hogy a kimeneti áramlatok, azaz a szilárd hulladék és a szennyvíz kezelése kívül esik a vizsgálat hatókörén. Ha a termékre fókuszálnak, a szennyvízkezelést nem feltétlenül kell bevonni az értékelésbe. Mivel a kutatási munkámban elsősorban a víz sorsára és az újrafelhasználás megvalósításának lehetőségeire összpontosítottam, ezért a telephelyen kívüli szennyvíztisztító létesítmény életciklus eredményeit is vizsgáltam. Ezért két alforogatókönyvvel egészítettem ki az elemzést, ahol az alapeset és az SBR-forogatókönyv kiegészül a csatornába bocsátott kezelt szennyvizet átvevő kommunális szennyvíztisztító teleppel. Ismét meg kell említeni, hogy az SBR képes olyan vízminőséget előállítani, amely természetes felszíni víztestekbe

vezethető, a vállalat a szennyvizet a befogadóhoz való csatlakozás helyett a kommunális szennyvízgyűjtő hálózatba bocsátotta. Az alforogatókönyvek bevonásával a különböző újrahasználati forogatókönyvek összehasonlítása realisabb lehetne. Kutatásom során a helyi körülményekre szabott modell kidolgozása helyett egy általános európai szennyvíztisztító telepet (EU-28: Municipal wastewater treatment and landfill Sphera) választottam ki a GaBi szoftver adatbázisából, hogy rávilágítsak a keletkező szennyvízből vissza nem nyert erőforrásokból eredő hatásokra.

A végponti kategóriák értékeiben kizárólag finom változások történtek. Egy külső szennyvíztisztító létesítmény bevonása csökkentette a szennyezés mértékét, de további vegyszer- és energiafelhasználás árán. Az erőforráshiány 0,02 %-kal nőtt a flotálás (FL-wwtp) esetében, míg a saját szennyvízkezelő létesítmény (SB-wwtp) megépítése után 0,03 %-kal (2018) és 0,02 %-kal (2019) csökkent. Az emberi egészség az előkezelésnél 0,08 %-kal, az SB-wwtp esetében pedig 0,41 %-kal csökkent. Megállapítható, hogy a környezeti károk csekély mértékben csökkentek a kommunális szennyvíztisztító telep figyelembevételével.

A természetes környezet kategória árnyaltabb volt, mivel a víz szorosan kapcsolódik ehhez a mutatóhoz. A 2019-re 22,19 %-kal megnövekedett szennyvíz mennyiség tükröződött az eredményekben. A környezeti előnyök a vízpazarlással eltűntek és a nem kívánt tartományba kerültek. A rendszerhatárok kiterjesztése 3,40 %-kal (FL-wwtp) és 6,54 %-kal (SB-wwtp) javította a hasznot 2018-ra vonatkozóan. A következő évre a környezeti károk 6,36 %-kal és 11,16 %-kal csökkentek. Az eredmények azt mutatják, hogy a végső környezeti kár csökkenthető a települési szennyvíztisztítási technológiával, de a haszon el is veszíthető egy jelentős termelési pazarlás megjelenésével.

A középponti kategóriákban két kiemelkedő hatás volt, amint azt a 19. ábra kiemeli. Az édesvízfogyasztás 2018-ban 63,30 %-kal, 2019-ben 62,27 %-kal csökkent a rendszerhatár kiterjesztésével, míg a rákos emberi toxicitási kockázat (human toxicity potential – cancer, HTP_c) 2018-ban 42,19 %-kal, 2019-ben 41,98 %-kal nőtt. További 5 alkategória esetében figyelemre méltó növekedés volt kimutatható: 10,45–10,69 % az édesvízi ökototoxicitás, 5,66 % a tengeri ökototoxicitás, 4,45–5,08 % a fémek kimerülése, 2,98–3,47 % az édesvízi eutrofizáció és 1,56–1,59 % a nem rákos emberi toxicitási kockázat (human toxicity potential – non-cancer, HTP_{nc}) esetében. A fennmaradó 11 hatás esetében a változás 0,5 % alatt maradt.



19. ábra Hét kiemelt környezeti hatás a telephelyen kívüli kommunális szennyvíztisztító telep figyelembe vételével a korábbi és a jelenlegi technológia esetében. [saját szerkesztés]

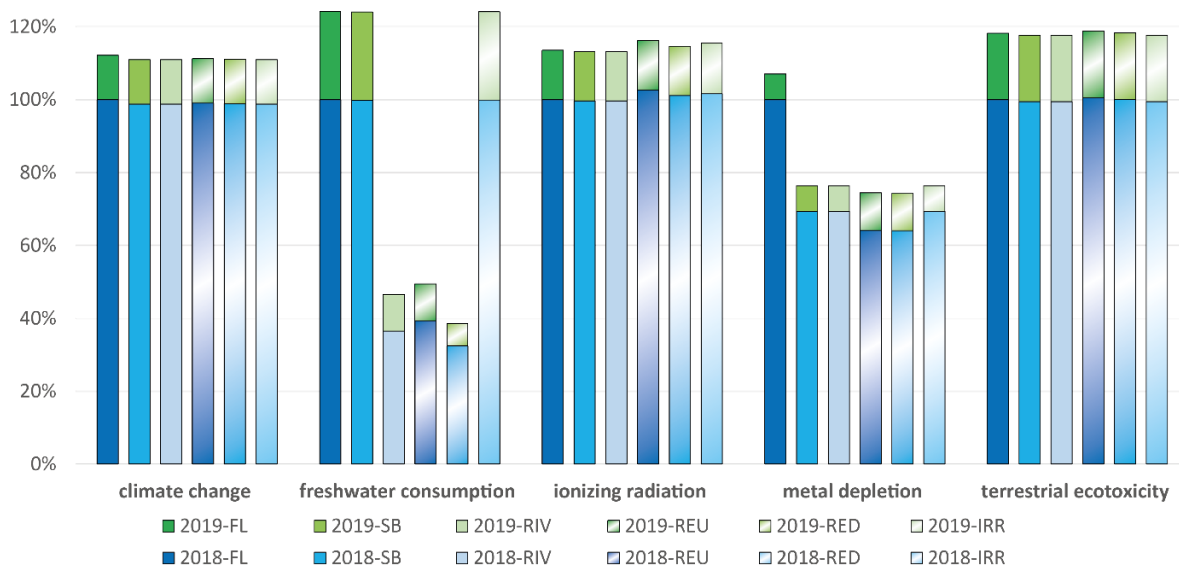
3.2.5. A víz újrafelhasználási módszerek közötti különbség (RIV, REU, RED, IRR)

A közeljövőben a víz újrafelhasználás várhatóan az összes európai ipari vízfelhasználó számára kötelezővé válik a meglévő vagy küszöbön álló vízhiány és a víz újrafelhasználás szabályozása miatt [119]. Ezért az elemzésbe négy olyan egyszerű és gazdaságilag megvalósítható lehetőséget vontam be, amelyek megfelelnek a vizsgált baromfifeldolgozó üzem körülményeinek. Mindegyik lehetőség egy fertőtlenítő egység beüzemelését igényli, amelyre a flotálás és az SBR forgatókönyvek esetében nem volt szükség. Az első lehetőség a közvetlen bevezetés a felszíni vízbe, mivel az új szennyvíztisztítási technológia már képes biztosítani az elfolyóra vonatkozó vízminőségi követelményeket, így csak a csatlakozás hiánya tette szükségessé a kommunális szennyvíztisztító telep bevonását a folyamatba. A második és harmadik lehetőség esetében a technológiai újrafelhasználást vettem figyelembe, az utóbbi esetében a technológiai vízigény 50 %-os csökkentésével. A negyedik lehetőség a szennyvíz permetező öntözésre való előkészítése volt (technológiai vízigény csökkentésének figyelembevétele nélkül). Ezek a vízújrahasznosítási módszerek gazdasági szempontból mind megvalósíthatók lehetnek, és az LCA útmutatást adhat arra vonatkozóan, hogy hosszú távon melyik megoldás lenne jobb.

A legtöbb középponti kategória esetében – a fémek kimerülése és az édesvíz fogyasztás kivételével – a változások a 2018-as évet figyelembe véve -1,22 % és 2,66 % közötti

tartományban voltak az összes víz visszaforgatási forgatókönyv esetében, a következő évben pedig -1,09 % és 2,36 % között mozogtak. Ennek oka a víz mellett az egyéb bemeneti mennyiségek változása volt. A vizsgált évtől függetlenül a felszíni vizes és az öntözési forgatókönyvek voltak azok, amelyeknél valamennyi hatáskategória értéke csökkent.

A fémek kimerülése volt az egyik olyan kiugró kategória, ahol egyértelműen előnyös volt a fertőtlenítő egység bevezetése (-30,66 % és -28,64 % 2018-ra és 2019-re vonatkozóan), és a technológiai újrafelhasználás (REU) ezt tovább javította 5,26 %-kal és 1,28 %-kal (20. ábra). A technológia eredetileg a kútvíz 66,3–90,1 %-át és a csapvíz 9,9–33,7 %-át használta fel. Az újrafelhasználási forgatókönyvben a vízforrások cseréjének sorrendje először a csapvíz, majd a kútvíz volt, ami 2018-ra 85,3 %, illetve 2019-re 80,4 % újrafelhasznált vizet eredményezett. Ezáltal a csapvíz tisztításának hatásai kihagyhatóvá váltak. A vízigény csökkenése minimális változást okozott, mivel az egyetlen változás a kezelendő szennyvíz mennyisége volt, ezáltal a fémek kimerülését 33,80-ról 16,89 kg CU eq.-re csökkentette (2018 és 2019), ami a flotálási forgatókönyv MD értékéhez képest minimális. Az öntözési forgatókönyv esetében az értékek közel azonosak voltak a felszíni vízbe kibocsátás forgatókönyvével.



20. ábra A vízújrahasznosítási útvonalak összehasonlítása öt kiemelt környezeti hatás tekintetében [saját szerkesztés]

A RIV, REU és RED forgatókönyvek nagyon hasonló édesvízfogyasztási értékeket eredményeztek, a csökkenés (60,14–68,94 % a flotálási forgatókönyvhöz viszonyítva) közel állt azokhoz az esetekhez, amikor a telephelyen kívüli szennyvíztisztító telep is részt vett a számításban (3.2.4. Rendszerhatáron kívül eső szennyvíztisztítás LCA-hatásai (FL-wwtp, SB-wwtp)). Az öntözési forgatókönyv esetében az FC-nél kevesebb, mint 1 %-kal voltak

alacsonyabbak az értékek a flotáláshoz viszonyítva. Meg kell jegyezni, hogy 1 m³ öntözővíz előállításához 0,61 m³ folyóvízre, 0,39 m³ kútvízre és 0,84 L csapvízre van szükség, mellyel a modellben számoltam. Ezt tisztított vízzel helyettesítettem, miközben a részfolyamatokban a csapvíz használata megmaradt. Az öntözőrendszer kiépítéséhez számos fém- és műanyag típusra van szükség, mint például sárgaréz, bronz, öntöttvas, acél, nejlon 6-6, polietilén, polipropilén és polivinil-klorid, amelyek előállítása vízfelhasználást igényel. Emellett a megmunkálási folyamatok vízigényes lépések, és a vízkivételhez használt szivattyúk működtetéséhez dízelt használnak, de ez csak 10,78 %-át teszi ki az öntözési lépések földhasználati hatásának. Ha közelebbről megvizsgáljuk az öntözés hatásait (21. táblázat), az emberi egészségre gyakorolt hatások mintegy 85,29 %-a az öntözővíz kezelésének, 12,98 %-a pedig a polietilén használatának köszönhető, míg a természetes környezetre vonatkozó mutató 99,70 %-a vízkezelésnek tudható be. Az erőforráshiányt illetően más a kép, mert a hatások 90,85 %-a polietilénből származik, 6,12 %-a pedig a polipropilénből. Ezek azonban a végpontkategóriák összértékének kevesebb mint 2 %-át teszik ki.

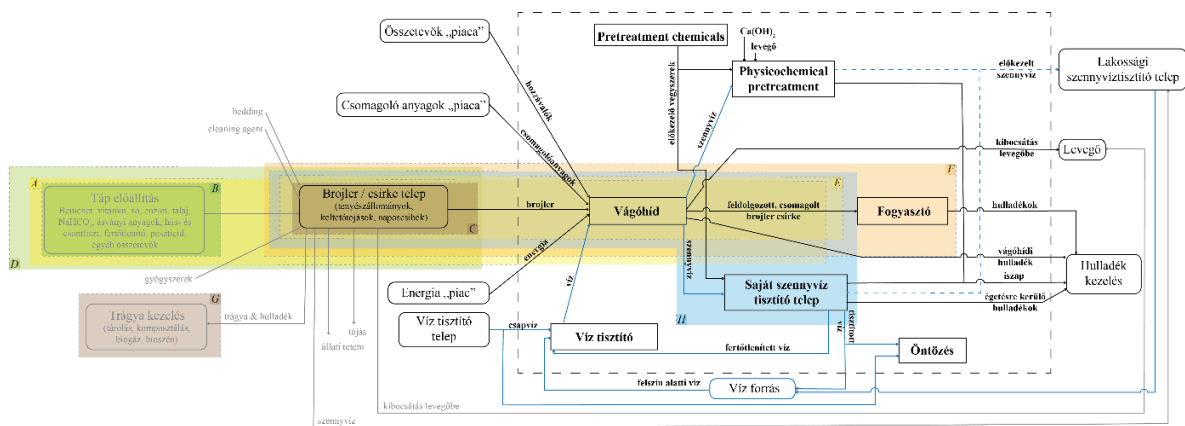
21. táblázat Az öntözési lépés végponti hatásainak összefoglalása

Végpont kategória	Réz	dízel	HDPE	LDPE	PP	Permetező öntözés	Csapvíz
Human health and resource scarcity	0,26 %	0,04 %	6,78 %	6,21 %	0,77 %	85,29 %	0,66 %
Natural environment	0,00 %	0,00 %	0,11 %	0,09 %	0,01 %	99,70 %	0,09 %
Resource scarcity	0,30 %	0,71 %	51,69 %	39,16 %	6,12 %	0,00 %	2,01 %

3.2.6. Életciklus-elemzés víz szempontú eredményeinek újszerűsége

A brojlerfeldolgozás számos aspektusát vizsgálták már a szakirodalmi munkákban, de mind különböző rendszerhatárokat használtak. Kutatásomban az általam kijelölt rendszerhatárokat összehasonlítottam más kutatók által használtakkal, amint azt a 21. ábra szemlélteti. Az egyik leggyakoribb elemzési szempont a takarmánytermeléstől a vágóhídig tart [A kategória, [102], [104], [105], [197], [198], [199]]. A brojlerek takarmánytermelését [B kategória, [112], [113]] és a brojlerfarmokat [C kategória, [108], [109], [200]] külön-külön és esetenként együttesen is vizsgálják [D kategória, [114], [201]], mivel ezek a brojlertenyésztés két legfontosabb elemét alkotják. Egyes kutatások rendszerhatára a brojlerfarmtól a vágóhídig tartó folyamatokat foglalja magában [E kategória, [100], [111],

[202]], amely tovább bővíthető a fogyasztási szokásokkal [F kategória, [203]]. A „trágyakezelésre” [G kategória [204]] is találunk példákat a szakirodalomban, ahol a trágyát „műtrágyának vagy talajjavítónak” tekintették a brojlertenyésztés figyelembevétel nélkül. Az utolsó kategória [H [205]] már részletesebben foglalkozik a szennyvízkezeléssel, de nem követi a tisztított víz útját. Ezzel szemben kutatásomban a vágóhidak folyamatainak és a szennyvízkezelés kapcsolódó lépéseinek vizsgálatára egyaránt figyelmet fordítottam. Az élelmiszertermelés és a víz újrafelhasználása közötti kapcsolat kialakításával ez a tanulmány precedenst teremt arra, hogy egy baromfifeldolgozó üzem példáján keresztül környezetbarát és megvalósítható javaslatokkal szolgáljak a vízfelhasználási gyakorlat javítására és újrafelhasználási megoldások bevezetésére az élelmiszeripar szereplői számára.



21. ábra Kutatásom rendszerhatárainak összevetése a meglévő szakirodalommal. A víz útja a felhasználástól az újrafelhasználásig kékkel van kiemelve, hogy hangsúlyozzam az újdonságot és bővítem a víz újrafelhasználási technológia baromfiágazatban történő megvalósításával kapcsolatos ismereteket. [saját szerkesztés]

A várakozásokkal ellentétben a vizsgált víz visszaforgatási utak nem hoztak jelentős javulást a környezeti teljesítményben, mivel az új technológiai lépések új erőforrásokat igényelnek. A vizsgált forgatókönyvek hatásainak összehasonlításához a végponti mutatókat a flotálási forgatókönyv megfelelő kiindulási értékéhez viszonyítottam (22. táblázat). A negatív értékek a mutató csökkenését jelzik, vagyis a jobb teljesítményt, mivel kevesebb környezeti kárt okoznak. A helyi szennyvíztisztító telep bevonása (FL-wwtp) a számításba javította a HH-t, de rontotta az RS eredményeket a flotálás esetében mindkét évnél, míg az NE tekintetében 2019-ben javulás következett be, amikor a vízfelhasználás magasabb volt, mint 2018-ban (2018-ban a kiindulási érték negatív volt). Az SB-wwtp forgatókönyvet a vizsgált víz visszaforgatási utak viszonyítási alapjának tekintve a RIV forgatókönyv eredményei azt bizonyítják, hogy környezeti megtakarítás lenne, ha a szennyvíznek nem

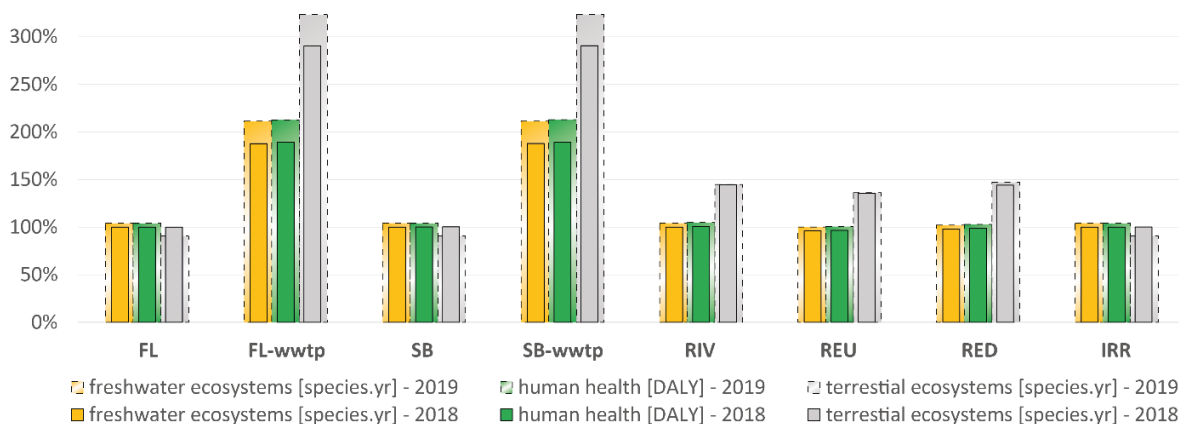
kellene áthaladnia a kommunális szennyvíztisztító telepen, bár nem nagy mértékben és nem minden szempont esetében. Az újrafelhasználási és a csökkentési stratégiák nem hozták a várt áttörést. Egyetlen javulás 2018-ban az NE esetében volt, bár a csökkentett vízigény valamennyi végponti mutató tekintetében valamivel jobb eredményeket adott, mint az újrafelhasználási forgatókönyv. Általánosságban a legjobb teljesítményt akkor érték el, ha a víz újrafelhasználásánál az öntözést vették figyelembe, bár a 2019-es pazarló erőforrás-gazdálkodás felülírja a pozitív hatásokat. Tekintettel arra, hogy a legnagyobb eltérés a flotálástól a 11,16 % volt az SB-wwtp forgatókönyvnél (2019) a természetes környezet mutató tekintetében, a különböző vízfelhasználási megoldások nem képviselnék magukat elég súllyal az élelmiszer-feldolgozó üzem környezeti teljesítményében. A körforgásos gazdasági mutatókról megjelent publikációmban [206] a technológiában történő újrafelhasználás tekintetében magasabb körforgási értékeket értem el, mint az öntözési célú felhasználás tekintetében. Így az eredmények úgy is értelmezhetők, hogy a vállalat több víz újrafelhasználási útvonal közül is választhat, amennyiben a víz újrafelhasználási ambíciók vagy a jogi és pénzügyi korlátok ezt megkívánják.

22. táblázat A végponti mutatók változása százalékban kifejezve a flotálási forgatókönyvhöz viszonyítva

		FL-wwtp	SB	SB-wwtp	RIV	REU	RED	IRR
Human health	2018	-0,08 %	-0,33 %	-0,41 %	-0,34 %	-0,25 %	-0,30 %	-0,33 %
	2019	-0,09 %	-0,30 %	-0,40 %	-0,30 %	-0,24 %	-0,27 %	-0,30 %
Natural environment	2018	+3,40 %	+3,14 %	+6,54 %	+4,26 %	+3,47 %	+3,99 %	+3,13 %
	2019	-6,36 %	-4,80 %	-11,16 %	-6,91 %	-5,66 %	-6,55 %	-4,80 %
Resource scarcity	2018	+0,02 %	-0,05 %	-0,03 %	-0,05 %	-0,02 %	-0,04 %	-0,05 %
	2019	0,02 %	-0,04 %	-0,02 %	-0,04 %	-0,02 %	-0,03 %	-0,04 %

Részletesebben megvizsgálva a különböző víz visszaforgatási megoldások hatása a végponti édesvízfogyasztási kategóriákban válik még nyilvánvalóbbá (22. ábra). A mutatók minden forgatókönyv esetében negatív tartományban vannak ($-2,1 \cdot 10^{-07}$ és $-4,5 \cdot 10^{-07}$ species.yr között az édesvízi ökoszisztéma, $-0,26$ és $-0,57$ DALY az emberi egészség, valamint $-6,90 \cdot 10^{-04}$ és $-2,5 \cdot 10^{-03}$ species.yr a szárazföldi ökoszisztémák esetében), ami kedvező állapotot jelent. A telephelyen kívüli szennyvíztisztító telep bevonása a hatókörbe megdupláztta az édesvízi ökoszisztémák és az emberi egészség értékét, sőt a szárazföldi ökoszisztémák (FC-TE) almutatójának értékét megháromszorozta. Az összes olyan forgatókönyvben, ahol a víz újrafelhasználása megvalósult, az értékek hasonlóak voltak a

flotáláshoz, kivéve az FC-TE értékeket, amelyek a technológiai újrafelhasználási megoldások környezeti előnyeire utaltak. Sajnos ez az öntözéses forgatókönyv esetében elveszett.



22. ábra A végponti édesvízfogyasztási mutatók összehasonlítása. Az FC-kategóriák a környezeti haszon %-ában vannak feltüntetve az alapesetthez viszonyítva [saját szerkesztés]

A középponti mutatók részletesebb képet adnak a víz újrafelhasználásának útjairól. 2019-ben az erőforrásokkal kevésbé gazdaságosan bántak, ami láthatóan növelte a környezeti hatásokat, mely minden forgatókönyv esetében kimutatható. Négy hatáskategóriában (fémkimerülés, édesvíz fogyasztás, rákos emberi toxicitási kockázat és édesvízi ökototoxicitás) figyeltem meg jelentős különbségeket, főként a határok kiterjesztését illetően. A tisztított víz technológiai újrafelhasználása előnyösebb lenne, ha a fémkimerülés és az édesvíz fogyasztási mutatók alacsonyan tartása lenne a cél. Ez a két paraméter volt a legérzékenyebb a forgatókönyvek változásaira. Utóbbi esetében azonban az újrafelhasználás forgatókönyve rosszabb hatást fejtett ki a felszíni vízbe bocsátáshoz képest. Ezért a javulás csak a vízigény egyidejű csökkentésével érhető el: a RED forgatókönyv 11,00 %-kal, illetve 17,15 %-kal javította az értékeket 2018-ra és 2019-re. Az öntözés ezzel szemben 107 834 kg m³ eq. és 131 761 kg m³ eq. növekedést okozott az FC-ben, hasonlóan az alaphelyzethez vagy az SB-wwtp forgatókönyvekhez. A rákos emberi toxicitási kockázatok (HTP_c) szempontjából a telephelyen kívüli szennyvíztisztító telep kiugró értéként viselkedik (+42,19 %). Míg a többi esetben a rendszerhatárok bővítése előnyös volt, ebben az esetben a kár nagyobb lett. Az összes többi forgatókönyv minimális változást mutat, a RIV and IRR minimálisan jobb eredményt ad (-0,05 és -0,07 %), az REU és RED pedig 0,04-0,40 %-kal növeli a kárt. Az édesvízi ökototoxicitás mutató is hasonlóan viselkedik, a telephelyen kívüli szennyvíztisztító telep 10,45 %-os növekedést okoz. Más kategóriákban hasonló módon és ugyanolyan mértékben reagál, mint a rákos emberi toxicitási kockázatok.

Más szerzők az üvegházhatású gázok kibocsátását javasolták a környezeti teljesítmény indikátoraként. González-García és tsai. [197] az emissziót 2,46 kg CO₂ eq.-re számították 1 kg vágott tömegre vonatkoztatva, hasonlóan ahhoz, amit szakirodalmi kutatásaik szolgáltatnak (1,48-3,66 kg CO₂ eq./kg vágott tömeg). A GWP eredmények eltérései elsősorban az alábbi tényezők befolyásolják: a vizsgált ország, az adatok minősége, a hulladékkezelés, a naposcsirkék figyelembevétele és a felhasznált takarmány összetétele. Számításaim szerint az értéke 1,02 (2018) és 1,16 kg CO₂ eq. (2019) a flotálási alapforgatókönyv esetében az előállított terméktömeg kilogrammjára vonatkoztatva. A GWP-t az általam mért klímaváltozási mutatóval összehasonlítani azonban némileg nehézkes, mivel a funkcionális egységek eltérőek. Kutatásom során 1 kg terméktömegre számoltam, amely magában foglalja a brojlert, egyéb alapanyagokat, valamint a keletkezett szennyvíz kezelését. Ezért arra is figyelni kell, hogy a két adat ne mondjon ellent egymásnak. A klímaváltozás értéke további 0,84-1,22 %-kal csökkent a víz újrafelhasználási megoldások alkalmazásával. Egy másik lehetőség az eutrofizációs potenciál (EP) felhasználása, mely Skunca és munkatársai szerint [205] a vízvezetékhez és a brojlerhús feldolgozásához egyaránt kapcsolódik. Ennek ellenére 2018-as tanulmányukban [203] az érzékenységi elemzés a vizet a baromfifeldolgozásban csekély mértékben befolyásoló paraméterként kategorizálta be. Kutatásomban az édesvízi eutrofizáció kismértékű emelkedést mutatott a telephelyen kívüli szennyvíztisztítást figyelembe véve (2,98 % 2018-ban és 3,63 % 2019-ben), miközben a saját tisztítási technológia és a víz újrafelhasználási módszerek bevezetése nem befolyásolta az eredményeket. Más szennyvíz újrafelhasználási tanulmányokat is tanulmányoztam, melyek eltérő módon szemlélik ezt a területet. Például Maesele és Roux [207] úgy találta, hogy az öntözés előnyös a vízhiányos területeken, de a víz újrafelhasználása más régiókban ökohatékonyabb, kizárólag a végponti mutatókat figyelembe véve. Ezzel szemben Meneses és tsai. [208] a tisztított víz mezőgazdasági újrahasznosítását részesítették előnyben a CML2000 módszer [209] középponti mutatói alapján.

Bár az életciklus-elemzés eredményei nem adtak egyértelmű preferenciát arra vonatkozóan, hogy melyik víz újrafelhasználási utat érdemes használni, számos más tényező is elmozdíthatja a döntést egyik vagy másik megoldás megvalósítása felé. Előnyös a költség-számítást megelőzően elkészíteni az LCA-t, ezáltal az értékelés során nem lehet a gazdaságosabb megoldás felé torzítani a kiértékelést. Két fő utat vettem figyelembe, a technológián belüli újrafelhasználást és a tisztított víz öntözési célú felhasználását. Mindkét lehetőségnél motivációt jelentene, ha a térségben vízhiány veszélye fenyegetne. A víz

öntözésre történő újrafelhasználása nem minden esetben lehet ökológiailag hatékonyabb, például alacsony vízhiány, területi elhelyezkedés vagy a visszanyert víz fejlett harmadlagos kezelésének feltétele miatt, ami növelné az energiafelhasználást [207]. Miközben de Vos és tsai. [82] szerint az azonosított vízhiányos területek között nincs európai térség, mégis 2019-ben Európa 29 %-a volt érintett [210], különösen délen, és 2030-ra várhatóan több terület lesz érintett. Az Európai Unióban az ivóvízkészletének 65 %-át adó felszín alatti vízbázis szintén stressznek vannak kitéve, miközben a víztestek 29 %-a nem képes kielégíteni az emberek vagy az ökoszisztéma szükségleteit [211]. Ezért a régió vízellátottsága alapján, ha az aszály problémát okoz a mezőgazdaságban, az öntözés jó választás lehet, mivel a baromfityesztés kiemelt feltétele a minőségi takarmánytermelés. Másrészt a felszín alatti vízbázissal kapcsolatos problémák arra készíthetik a baromfifeldolgozó üzemet, hogy a technológiai újrahasznosítási lehetőségeket vizsgálja meg. Bármelyik irányba is haladunk a jövőben, a tisztított víz alternatív vízforrásként való felhasználásának társadalmi elfogadottsága kulcsfontosságú.

Egy, a brazilok véleményét felmérő tanulmány kimutatta, hogy míg az emberek támogatják a tisztított víz közvetett újrafelhasználását [212], a válaszadók 96,3 %-a ellenezte a közvetlen felhasználást. Bunney és tsai. [213] szerint a jogszabályi és pénzügyi keretek korlátozzák az érdekeltek közötti együttműködést, annak ellenére, hogy egyetértenek a víz újrafelhasználására vonatkozó stratégiák kidolgozásának fontosságában. A társadalmi ellenállás leküzdéséhez tényszerű információkra van szükség [214], még akkor is, ha az undor és a félelem befolyásolja a döntéshozatalt. Az aszálytól való félelem és az élelmiszerbiztonsággal kapcsolatos aggodalmak kiemelésével az információk szélesebb közönséghez juthatnak el. Az élelmiszerbiztonsággal szembeni ellenállás leküzdhető fejlett kezelési módszerek [215] bevezetésével és a minőségirányítás [121] érvényesítésével.

3.3. Veszprémi Szennyvíztisztító Telep – Települési szennyvíztisztítás és az életciklus-elemzés kapcsolata

Kutatásom harmadik részének célja, hogy egy települési szennyvíztisztító példáján keresztül ismerjem meg a városi vízkörforgás kialakításának egy lehetséges szereplőjét. A baromfifeldolgozó üzemhez tartozó, rendszerhatáron kívül eső szennyvíztisztító telep vizsgálatát elvettem, mivel a telep kis mérete miatt nem álltak rendelkezésre kellően részletes adatok. Ezzel szemben a veszprémi szennyvíztisztító telep – földrajzi és technológiai függetlensége ellenére – megfelelő választásnak bizonyult. A hosszú idősoros adatok lehetővé teszik a szennyvíztisztítási technológia előírás szerinti fejlődésének környezeti teljesítményértékelését. Az itt alkalmazott technológiák – a hagyományos biológiai tisztítástól a kvaterner eljárásokig – lehetővé teszik annak vizsgálatát, hogy milyen környezeti kompromisszumokat kíván az újrahasználatra történő átállás.

A fenntartható vízhasználat érdekében a szennyvíztisztító telepeknek fokozatosan be kell lépniük a városi, vagy adott esetben az ipari vízkörforgásba. Ezt az irányt az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2020/741 rendelete [119] is megerősíti, amely a mezőgazdasági célú víz újrafelhasználás minimumkövetelményeire helyezi a hangsúlyt. A rendelet szerint a megfelelő minőségű tisztított víz újrafelhasználása a kisebb környezeti hatást fejt ki, mint más alternatív vízellátási módszerek, például a vízátvétel vagy a sóatlanítás, ezenfelül csökkenti a víz pazarlást és erősíti a víztakarékosságot.

Ez a megközelítés közvetett módon hatással lehet az ipari vízlábnyomra is. Amennyiben a mezőgazdaság – például a takarmánytermesztés – részben tisztított vízből fedezi vízigényét, az csökkentheti az állattenyésztéshez kapcsolódó vízfelhasználást, így végső soron a baromfifeldolgozó üzem vízlábnyoma is mérséklődik. Ezzel párhuzamosan a körforgásos gazdasági mutatók is kedvezőbb értékeket mutathatnak, mivel a felhasznált víz forrása visszaforgatott. A rendelet által javasolt vízviszanyerő létesítmény, mint közti lépés, biztosítja a mezőgazdaság számára a megfelelő minőségű vizet – ezzel zárva a körforgás egyik kritikus láncszemét, valamint élelmiszer-biztonsági és társadalmi elfogadottsági szempontból is megfelelő megoldás.

A veszprémi szennyvíztisztító telep esettanulmánya tehát lehetőséget ad arra, hogy a települési szennyvíztisztítók szerepe tovább erősödjön a körforgásos vízgazdálkodásban. A forgatókönyvek vizsgálata révén kimutatható, milyen fejlesztések szükségesek ahhoz, hogy egy telep ne csupán vízkibocsátó legyen, hanem aktív szereplőjévé váljon a vízkörforgásnak – akár közvetetten az ipari szektor fenntarthatósági céljait is támogatva.

Jelen alfejezetet a már megjelent publikációm támasztja alá [216], melyben részletesen bemutattam a vizsgált szennyvíztisztító telepen végrehajtott fejlesztések és a kvaterner kezelés bevezetésének környezeti hatásait az életciklus-elemzés segítségével.

3.3.1. Alkalmazott forgatókönyvek

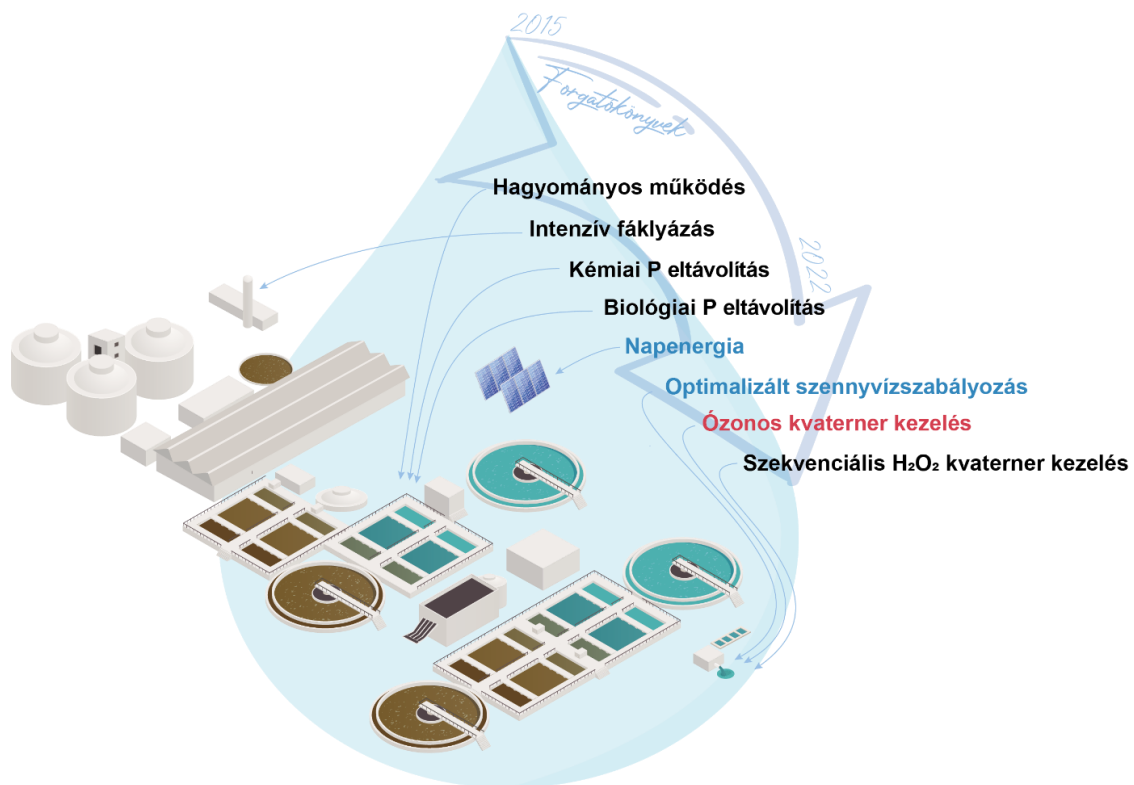
Az évek során a vizsgált szennyvíztisztító telepen fejlesztéseket hajtottak végre a működési költségek csökkentése és az eltávolítás hatékonyságának további növelése érdekében, miközben az energiasemlegességre törekedtek. Ezeket a működési időszakokat vettem figyelembe az életciklus-elemzés során. A karbantartási, korszerűsítési és tesztelési időszakok közötti átfedések ingadozó adatokhoz vezetnek, például az energiafogyasztás és a berendezések munkaideje tekintetében, emiatt ezeket kihagyom az elemzésből. A forgatókönyveket a technológiai váltásoknak megfelelően határoztam meg:

- *Hagyományos működés:* Ezt a kialakítást az 2.1.2. Veszprémi Szennyvíztisztító Telep c. fejezet részletesen ismerteti. A klasszikus A2O rendszer szolgál alapként a forgatókönyvek összehasonlításához, egy előkezelési fázissal, két párhuzamos biológiai kezelési reaktorról és anaerob lebontási fázissal. Az idővonalat figyelembe véve az adatok 2015-ből származnak. Az 1 m³ kezelt szennyvízre vonatkozó hatások a hagyományos üzemmódra vonatkozóan a 11.3. mellékletben található.
- *Intenzív fáklyázás:* ez az eset a biogáz elfáklyázás bevezetésére utal, anélkül, hogy a mennyiség minimalizálására irányuló intézkedéseket hajtanának végre. Időben a 2016-os évet vettem figyelembe. Az ezt követő technológiai fejlesztések a biogáz füstölésének szabályozottabb megközelítését eredményezték az energia-visszanyerés maximális hatékonyságának elérése érdekében.
- *Kémiai P eltávolítás:* A kémiai P-eltávolítás azt jelenti, hogy a biológiai folyamatokat kémiai eszközökkel segítették. A 2020-as év eleje (január-június) volt az utolsó olyan időszak, amikor a foszfor eltávolítása nem kizárólag mikroorganizmusok segítségével történt, és így összehasonlításként szolgál a fejlesztési szakaszhoz. Ezenkívül ez a forgatókönyv a gázmotor optimális teljesítményéhez kapcsolódik.
- *Biológiai P eltávolítás:* 2020 júliusától kezdődően a vegyi anyagok felhasználása a biológiai vonalon teljesen megszűnt. A vizsgált időszak decemberig tart és az előző forgatókönyvhöz hasonlóan a gázmotor teljesítménye optimális volt.
- *Napenergia:* ez a forgatókönyv a 2021-es időszakra felel meg, a napelemek kiépítését követő üzembe helyezési időszakot lefedve. A cél az volt, hogy

csökkentse a hálózatról vett villamos energia mennyiségét. Ezzel párhuzamosan azonban az energiafogyasztás mértéke nőtt.

- *Optimalizált szennyvízszabályozás*: az utolsó valós forgatókönyvet a szennyvíz legoptimálisabb tápanyagaránya jellemzi, így biztosítva a legjobb tisztítási hatékonyságot. Ezen túlmenően a zöld energia (biogáz és napenergia) aránya is megnövekedett.

A bevezetett forgatókönyvek kapcsolatát a szennyvíztisztítótelep felépítésével a 23. ábra szemlélteti.



23. ábra Forgatókönyvek és a vizsgált szennyvíztelep rövid grafikus összefoglalója
[saját szerkesztés]

Figyelembe vettem, hogy a telep folyamatosan fejlődik és kapcsolódik a gazdasági támogatásokhoz. A szennyvíztisztítóknál ez a lépés a víz újrahasználati célokhoz fog kapcsolódni, melynek jelenleg türelmi időszakát éljük. Kutatásom időszaka alatt a telepen nem vezettek be ezzel kapcsolatban új fejlesztést, de a lehetőséget vizsgálva két további (hipotetikus) forgatókönyvet felállítottam:

- *Ózonos kvaterner kezelés*: a tisztítósort kiegészíthetik az ózonozással, amely egy kvaterner kezelési megoldás. Célja, hogy a tisztított víz további felhasználása az uralkodó fejlődési tendenciákhoz igazodhasson.

- *Szekvenciális H₂O₂ kvaterner kezelés:* Az ózonos kezelés alternatívájaként vizsgáltam. Ez az eljárás a napfényt és a H₂O₂-t kombinálja a napfény által aktivált foto-Fenton-folyamattal, amelyben etiléndiamin-N,N'-diszukcininsavat (EDDS) használnak semleges pH-nál egy futómedencés reaktorban. Maniakova és tsai. [217] szerint ez a módszer az ózonozáshoz képest alacsonyabb környezeti hatással rendelkezik.

A magyar energiamixre vonatkozó adatokat a Nemzeti Energia Stratégia 2030 [170] alapján vittem be a modellbe, egyéb információkat a Sphera [157] adatbázisából gyűjtöttem, mint például a napenergiára vonatkozó adatokat, a vegyszerek összetevőit és az anyagáramlások minőségét. A napelem rendszer rendszerhatára magában foglalja az építési, az üzemeltetési és a lebontási fázist. Az összehasonlító elemzéshez a ReCiPe módszert [184] választottam ki. Karolinczak és tsai. [181] tanulmányára támaszkodtam a biogáz hatásainak meghatározása során. A hipotetikus forgatókönyvekbe illesztett kvaterner tisztítások hatásait Maniakova és tsai. [217] eredményei alapján számítottam, melyben az energiafelhasználás összetételét a magyarországi helyzethez igazítottam. A módszer során mikroorganizmusok inaktiválásánál elért cél az 5 000 CFU/100 mL és az újonnan felmerülő aggodalomra okot adó szennyező anyagok (CEC) eltávolításának a célértéke 60 %. A kvaterner tisztítás rendszerhatára magában foglalja az építési, az üzemeltetési és a lebontási fázist.

A forgatókönyvek rendszerhatárát együttesen mutatja be a 6. ábra, mely a 2.1.2. Veszprémi Szennyvíztisztító Telep c. fejezetben található. Funkcionális egységnek 1 m³ tisztított vizet választottam, hogy igazodjon a munkám a szakirodalomhoz, bár bizonyos esetekben az eredmények más formában is szerepelnek, például 1 kWh biogázra adtam meg.

A környezeti mutatók normalizálása során az adott forgatókönyv hatásértékét (x_i) osztottam az összes forgatókönyvön belüli maximális értékkel $\max(x)$, beleértve a kvaterner tisztításhoz kapcsolódó forgatókönyveket:

$$x'_i = \frac{x_i}{\max(x)} \quad (16)$$

Amennyiben valamelyik hatásérték előjele a forgatókönyvek között megváltozott, a normalizált értékeknél megtartottam az előjelet, hogy a környezeti haszon jelezhető maradjon. Alternatívaként használható az alábbi egyenlet:

$$x'_i = \frac{x_i - \min(x)}{\max(x) - \min(x)} \quad (17)$$

Ebben az esetben a hatásértékek 0 és 1 közötti értékre vannak átszámítva, melynél x'_i jelenti az x érték normalizált értékét az i th forgatókönyvben. Ezáltal az értékeléshez

létrehozható egy chord diagram, mely a forgatókönyvek egymáshoz viszonyulását képes szemléltetni.

3.3.2. Tisztított víz minőség alapú teljesítményértékelése

A szennyvíztisztító telep átlagos tisztítási hatékonysága 97,2 %, 88,8 % és 93,7 % volt KOI, TN és TP tekintetében a teljes vizsgált időszakban, ami még a hagyományos működés esetében is nagyszerű teljesítményre utal (KOI: 98,0 %, TN: 87,6 %, TP: 92,3 %). A legjobb teljesítményt 2022-ben érték el (96,6 %, 90,5 %, 95,7 %). Annak ellenére, hogy a KOI eltávolítás aránya fokozatosan csökkent 98,0 %-ról 96,6 %-ra, a TN és a TP tisztítási hatékonysága javult a vizsgált időszakban.

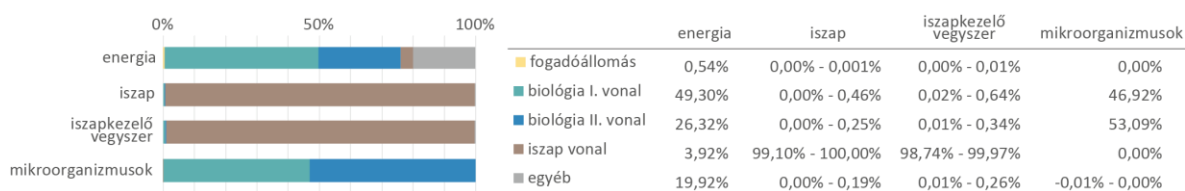
A teljesítményben bekövetkezett változások elsősorban a beavatkozásoknak és a befolyó tápanyagarányoknak köszönhetőek. A legjobb eltávolítási hatékonyságot körülbelül 100:10:1 KOI:TN:TP arányok mellett érték el, amely a vizsgálati időszak végére volt jellemző. A szakirodalomban többféle eredményt is találunk, a leggyakoribb a 100:5:1 arány a kommunális szennyvíztisztításnál [218], de mások szerint a 100:11:2 is megfelelő [219]. Az eltávolítási hatásfok mellett az EQI is alkalmazható a tisztított víz általános környezeti hatásainak bemutatására. A mutató szerint a környezeti terhelés fokozatosan csökkent (1 972 kg/d-ról 1 464 kg/d-ra), mely bizonyította a beavatkozások pozitív hatását a szennyvíztisztító telep teljesítményére. Önmagában azonban sem az eltávolítási hatásfok, sem az EQI nem nyújt információt a technológiai módosítások energiafogyasztására.

3.3.3. Technológiai fejlesztések életciklus-elemzés alapú teljesítményértékelése

A forgatókönyveket az 3.3.1. Alkalmazott forgatókönyvek c. fejezetben felsorolt sorrendben mutatom be, ahogyan a technológiai fejlesztések is történtek. A környezeti hatások változásainak szemléltetésére a hőtérkép ábrázolási módszert választottam ki. A színátmenetes grafika segít könnyebben megérteni a pozitív és negatív irányú változásokat, de az ábrákról a pontos hatásértékek is leolvashatók. Az adatok értelmezhetőségéhez kettős ábrázolást alkalmaztam azokban az esetekben, amikor az adatsorok negatív hatásértékeket mutattak (25. ábra és 29. ábra). A cellák felső háromszögében a változás negatív irányát piros, míg a pozitív irányt zöld szín jelzi. Az alsó háromszög esetében a színezés fordított, mivel a negatívról pozitív értékre váltás negatív környezeti hatást jelent (FEu, MEu). 100 % feletti és -100 % alatti értékek mindkét irányban egy sötétebb árnyalatot kaptak. A cellákban a színezés az alsó háromszög esetében fordított, mert a negatívról pozitívrá történő váltás a környezetre gyakorolt negatív hatást jelenti.

3.3.3.1. Hagyományos működés

A környezeti hatások 1 m³ tisztított vízre vetített értékét a 11.7. melléklet mutatja be, melyben a hagyományos működés mellett a többi forgatókönyv eredménye is szerepel. Minden hatásértéket egyedi színnel jelöltem, amely a meghatározó anyagáramot jelzi. A hatásokat az energiafelhasználás, az iszap vonal, az iszaphoz használt vegyszerek és mikroorganizmusok tevékenységei határozzák meg. A 2015-ös évben a hatáskategóriák többségét (CC, FPMF, FD, IR, LU, PhOF_e, PhOF_{hh}, OD, TA, TE_c) az energiafelhasználás befolyásolja. Energiafogyasztás szempontjából a biológiai reaktorok által felhasznált mennyiség (első sor 49,30 % és második sor 26,32 %) volt jelentős (24. ábra). Emellett az iszapvonal 3,92 %-ban, a fogadóállomás 0,54 %-ban és az egyéb energiafogyasztó tevékenységek 19,92 %-ban járultak hozzá a hatásokhoz.



24. ábra Üzemeltetési egységek összetétele a hatáskategóriákban a hagyományos működés esetében. A hasonló összetételű hatáskategóriákat a bal oldali ábra foglalja össze.

A jobb oldali ábrán a %-os különbségek minimális és maximális értéke jelenik meg.

[saját szerkesztés]

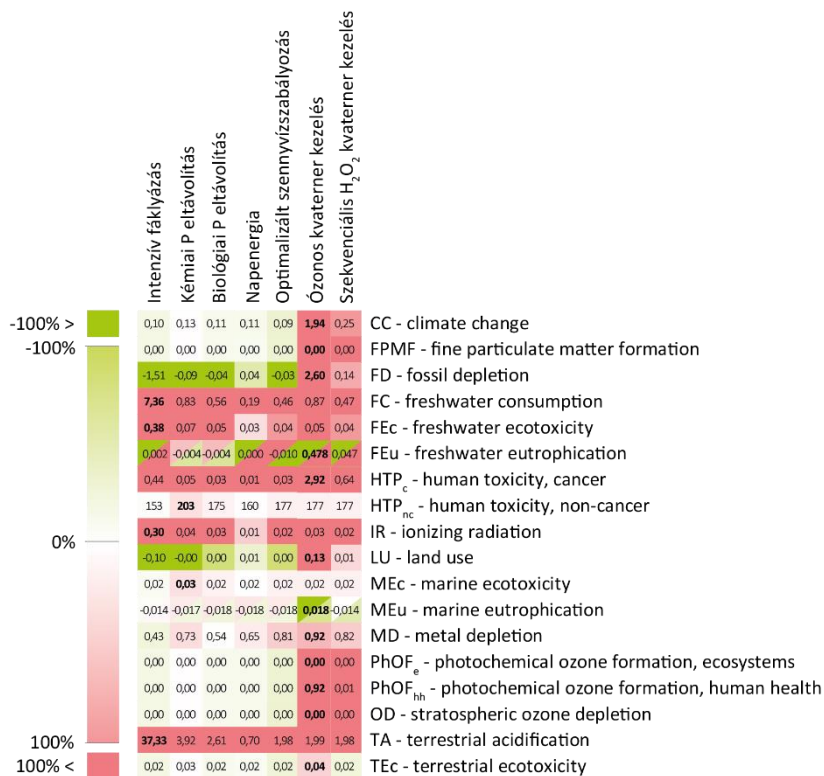
Az édesvízi és tengeri eutrofizációt a biológiai tisztítás, vagyis a mikroorganizmusok tevékenysége határozta meg az első vonal 46,92 %-ával és a második vonal 53,09 %-ával, emellett kizárólag 0,01 % kapcsolódott egyéb tevékenységekhez. A hagyományos működés esetében ez $-2,46 \cdot 10^{-3}$ kg P eq.-t és $-1,45 \cdot 10^{-2}$ kg N eq.-t jelentett 1 m³ tisztított vízre számítva. A tizennyolc hatáskategória közül hatnál az iszapvonal határozta meg az eredményeket 98,74–100,00 %-ban: rákos és nem rákos emberi toxicitás kockázat, édesvízfogyasztás, édesvízi és tengeri ökotoxicitás és fémkimerülés. A fennmaradó, kevesebb mint 1,5 %, a biológiai tisztításnak köszönhető.

Az iszapvonalon belül a vegyszerfelhasználás (P-eltávolítás, habzágatlás, szulfid eltávolítás) 99,97 %-ban és 98,69 %-ban határozta meg FC és MD értékét, míg a mikroorganizmusok tevékenysége csak 0,02 %-ban és 0,99 %-ban jelent meg a hatásértékekben. Ezzel párhuzamosan a vegyszerek hozzáadása nincs jelentős hatással a többi kategóriára. Az iszapvonalon használt vegyszert iszap víztelenítésre használják, melynek mennyisége csökkenthető, de szükség van rájuk, mivel kordában tartják a biológia tisztítás kiegyensúlyozatlansága okozta hatásokat és elengedhetetlenek az iszap megfelelő

hatékonyságú víztelenítésében. A HTP_{nc} kiemelkedik az iszapkezelés által meghatározott mutatók közül, 156,93 kg 1,4-DB eq. értékkel funkcionális egységenként, az elszállított szárított iszap ártalmatlanítási módja miatt. A hatásértéket 98 %-ban meghatározzák az iszapban lévő fémek, a fennmaradó 2 % félfémek és nem fémekből áll.

3.3.3.2. Intenzív fáklyázás

A legjelentősebb változás az volt, hogy a biogáz 71,54 %-át fáklyázták el az egyenetlen termelés és a későbbi biztonsági aggályok miatt. Időben a teljes 2016-os évet fedti le, melynek során 1 m³ tisztított vízre 0,54 m³ elfáklyázott biogáz jutott, míg az ezt követő években 0,01–0,06 m³ között változott. Az energia felhasználása 0,72 kWh volt 1 m³ tisztított vízre vetítve, amelynek 59,32 %-át biogázból állították elő, a hiányzó mennyiséget pedig az elektromos hálózatból vásárolták. A fáklyázás minden hatáskategóriára befolyással volt (25. ábra). Kiemelendő változás még, hogy a befolyó éves szennyvíz mennyiség 1,85 %-kal nőtt, miközben a két vonal közötti befolyó terhelés kiegyensúlyozottabbá vált. Az első vonalra 50,86 %, a második vonalra 48,28 % jutott. A befolyó C:N:P arány 100:8,29:1,21-ről 100:7,31:1,26-ra változott, amely az energiafelhasználás növekedéséhez vezetett, miközben a vegyszerfelhasználás 15,58 %-kal csökkent. A fogadó állomás 51,42 %-kal csökkentette az energiafelhasználását (0,0035 kWh/m³-ről 0,0018 kWh/m³-re), ami az állomás amúgy is alacsony hatásának további visszaszorítását jelentette, átlagosan 0,30 %-ról 0,08 %-ra.



25. ábra Forgatókönyvek összehasonlítása a hagyományos működéshez viszonyítva.

[saját szerkesztés]

Az energiafogyasztás által meghatározott hatások közül hat (CC, FPMF, PhOF_e, PhOF_{hh}, OD, TEc) hasonló összetételű volt, mint a hagyományos működésnél. A vízvonal 65,40 %-ot és az iszapvonal 3,73 %-ot tett ki, míg az az egyéb tevékenységek 30,62 %-ot határoztak meg. Ezeknél a hatásoknál átlagosan 17,04 %-os csökkenést értek el 1 m³ tisztított vízre vetítve, amely összhangban van az energiaforrások változásával. Miközben az energiafelhasználás 11,54 %-kal nőtt, a felhasznált biogáz aránya is emelkedett, 45,30 %-ról (0,29 kWh/m³ tisztított víz) 59,32 %-ra (0,43 kWh/m³ tisztított víz) emelkedett.

A két eutrofizációs hatás tükrözte a biológiai vonalak terheléseloszlásában bekövetkezett változást. A MEu érték 5,14 %-kal rosszabb lett, de még így is a kedvező tartományon belül maradt. A FEu értéke a negatív tartományból (kedvező állapot) a pozitív tartományba (kedvezőtlen állapot) tolódot el, a korábbi $-2,46 \cdot 10^{-3}$ kg P eq.-ről $2,18 \cdot 10^{-3}$ kg P eq.-re funkcionális egységenként. Ennek oka, hogy a kezelendő mennyiség 1,85 %-ot növekedett és a bejövő szennyvíz C:N:P aránya változott 100:8,29:1,21-ről 100:7,31:1,26-ra.

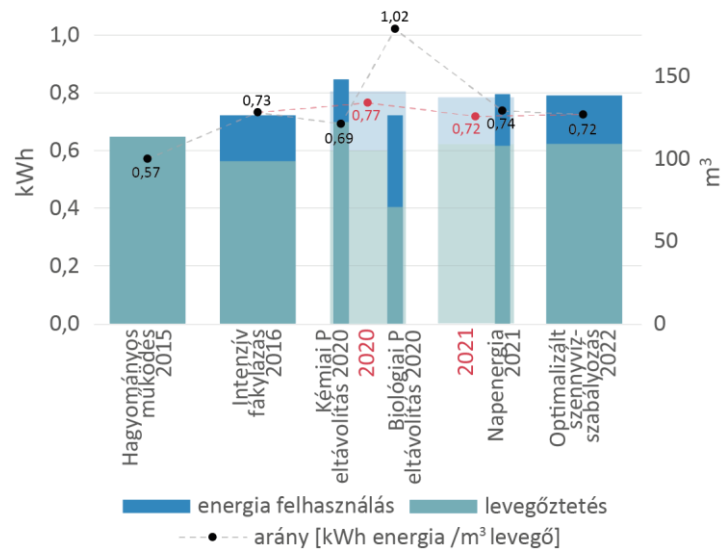
Korábban hat kategóriát határozott meg az iszapvonal, melyet az intenzív fáklyázás némileg felborított. Az iszapkezelésnek a HTP_{nc}, MEc és MD értékekre gyakorolt súlyos hatása megmaradt, míg a fáklyázás 94,44–99,47 %-kal jelentős befolyást szerzett a HTP_c, FC és FEc esetében. Az FC tekintetében az intenzív fáklyázás el is fedte a 15,58 %-kal

csökkentett vegyszerhasználat pozitív hatását, amely korábban 98,69 %-ban határozta meg a hagyományos működést. Az intenzív fáklyázás esetében 0,52 %-ra csökkent a vegyszerfelhasználás hatása. Emiatt az FC 0,05 m³-ről 7,36 m³-re nőtt 1 m³ tisztított vízre vetítve.

A biogáz fáklyázás bevezetése további négy hatáskategória összetételét változtatta meg: fosszilis kimerülés, ionizáló sugárzás, földhasználat és szárazföldi savasodás. A fáklyázás aránya 97,48 % és 108,70 % között alakul a hatásoknál, miközben a biológiai vonal ellensúlyozza ezt -2,72 %-kal az FD és -5,91 %-kal az LU esetében. A legjelentősebb változás TA-nál figyelhető meg, amely 1,25·10⁻⁴ kg SO₂ eq.-ről 37,33 kg SO₂ eq.-re változott funkcionális egységenként.

3.3.3.3. Vegyszerfelhasználás minimalizálása a biológiai kezelésben

A foszforeltávolítás a szennyvízkezelési technológia része volt korábban is, biológiai és kémiai módszerek segítségével egyaránt. A vezetőség azonban 2020-ban úgy döntött, hogy a vegyszereket kivezeti a biológiai vonalról. A folyamatot két részre osztottam. A kezdeti időszakban, amely az év első nyolc hónapjára terjedt ki, a kémiai foszforeltávolítást fokozatosan csökkentették. Az év fennmaradó részét a tisztán biológiai foszforeltávolításra átállás jellemezte. A két forgatókönyv teljesítményét alapvetően az határozta meg, hogy a biogáz fáklyázás visszacsökkent 0,54 m³-ről 0,06 m³-re 1 m³ tisztított vízre vetítve, ami közel 90 %-os csökkenést eredményezett. Az energiafelhasználás 0,72 kWh-ról 0,85 kWh-ra nőtt a kémiai P eltávolítás forgatókönyvnél, 0,72 kWh-ra csökkent a biológiai P eltávolítás forgatókönyvnél, melynek 57,28 %-a, majd 56,37 %-a származott telepen megtermelt biogázból. Emellett a levegőztetés is változott: az intenzív fáklyázás forgatókönyve szerinti 98,58 m³-ről 122,45 m³-re nőtt a vegyszerek csökkentése mellett, majd 70,68 m³-re csökkent a tisztán biológiai P eltávolítás esetében. A levegőztetés és az energiafelhasználás szorosan kapcsolódik (26. ábra), mert a vízvonal a 92,65–98,74 %-át teszi ki a felhasznált energiának. A felhasznált vegyszerek fokozatos csökkentése mellett fokozatosan nőtt az energiafelhasználás és a biológia levegőztetési igénye. Az áttérés fokozatosnak tekinthető, amely a mikroorganizmusok fokozatos adaptálódását is jelentette.



26. ábra 1 m³ tisztított víz előállításának levegőztetési és energiafogyasztási igénye.

[saját szerkesztés]

Mindkét forgatókönyvet iszapduzzadás, a fonalas szervezetek dominanciája és a gyenge ülepedés jellemezte. Február közepén a szennyvíz tápanyagtartalma 100:3,9:1 volt, amit a 2 042 mg/l-es KOI-koncentráció okozott. Június közepén az arány 100:4,3:0,8-ra és 1 548 mg KOI/l-re változott, majd július közepén 100:3,5:1,4-re és 1 179 mg KOI/l-re csökkent. Ezek a kilengések, bár pontszerű mintavételhez társulnak, mégis jellemzik az adott időszak befolyó minőségét. A KOI és a nitrogén közötti egyensúlyhiány miatt a biológia a helyzetre a fokozott energiafelhasználás mellett fonalassal reagált. Erre megoldás az oxigénkoncentráció arányos növekedése a szervesanyag emelkedéssel együtt, ami a fonalas élőlények elszaporodását akadályozza meg [220]. Az iszapkezeléshez felhasznált vegyszerek mennyisége ezért közel 50 %-kal emelkedett a hagyományos működéshez képest, ami szorosan összefügg a fonalas mikroorganizmusok által termelt extracelluláris polimer anyagok (Extracellular polymeric substances, EPS) okozta iszapduzzadással [221].

A fent említett üzemeltetési kihívások ellenére a 25. ábra azt mutatja, hogy a kémiai P eltávolítás és a biológiai P eltávolítás forgatókönyve is jobban teljesített az intenzív fáklyázáshoz képest. Ez azt jelentette, hogy a fáklyázás miatt jelentős növekedést mutató hatásértékek (FC, FE_c, HTP_c, IR és TA) 82–89 %-kal csökkentek. Az év elején megnövekedett energiafelhasználás azonban az érintett hatások (CC, FPMF, PhOF_e, PhOF_{hh}, OD, TE_c) 23 %-os növekedését eredményezte, ami a hagyományos üzemeltetési forgatókönyvhöz képest 2,21 %-kal magasabb értékeket jelentett.

Az eutrofizáció esetében az eltávolítás hatékonysága (90 % N és 94 % P) meghatározó, ami közel 2 %-kal jobb volt, mint a hagyományos működésnél. Enyhe különbség volt

megfigyelhető két P eltávolítási forgatókönyv között a biológiai vonalakra érkező szennyvíz arányokban, ezért a FEu és a MEu csupán 2,19 %-kal és 1,26 %-kal csökkent a biológiai P eltávolítási forgatókönyvnél.

A két félév közti különbségek a technológiai változások szempontjából is izgalmasak. A fűvők napi 43,31 %-kal kevesebb órát üzemeltek a biológiai P eltávolítás forgatókönyve során, ami 42,47 %-os energiafelhasználás csökkenést eredményezett. Ez az energia által befolyásolt hatásoknál (CC, FPMF, FE_c, PhOF_e, PhOF_{hh}, OD, TE_c) 12,91 %-os csökkenéshez vezetett. Emellett az iszapvonal vegyszerfelhasználás 26,20 %-os és a biogáz fáklyázás 32,14 %-os csökkenése volt megfigyelhető, amely hozzájárult a hatások mérsékléséhez.

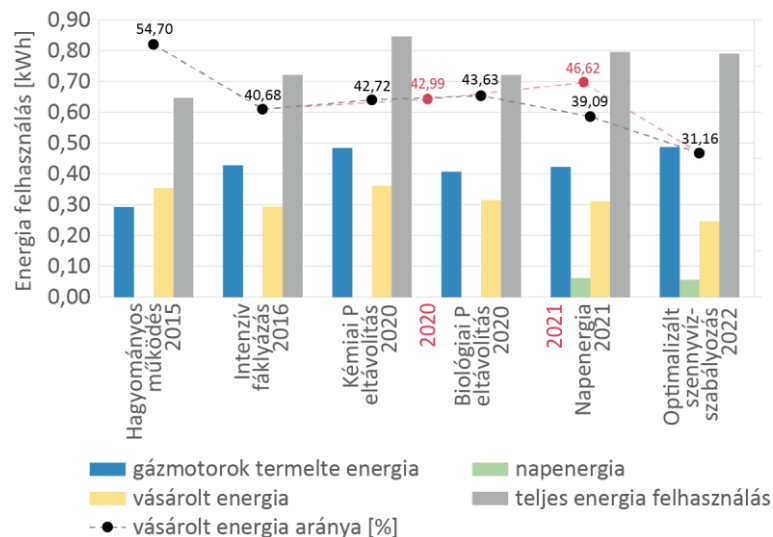
A vegyszeres eltávolítás visszaszorítása 26,15 %-os csökkenést eredményezett az MD értékénél. A fáklyázás által érintett hatások esetében 28,41 % és 51,24 % közötti csökkenést tapasztaltam. A ME_c és a HTP_{nc} esetében a hatásokat továbbra is az iszapkezelés határozza meg. Ez a két forgatókönyv között 14,03 %-os, illetve 14,11 %-os csökkenést eredményezett, miközben az intenzív fáklyázáshoz képest 30 %-os növekedést mutatott a kémiai P eltávolítás forgatókönyv. Ennek oka, hogy a kezelt iszap mennyisége 1,91 kg-ról először 2,66 kg-ra nőtt, majd később 2,29 kg-ra csökkent 1 m³ tisztított vízre vetítve.

3.3.3.4. Napenergia

A következő technológiai fejlesztés az volt, hogy kiegészítő energiaforrásként napelemeket telepítettek, amelyek 0,06 kWh energiát termelnek funkcionális egységenként. Bár a termelt energia alacsonyabb, mint a gázmotorok által biogázból előállított 0,42 kWh/FU, mégis a teljes energiafogyasztás 7,75 %-át biztosította a napsütéses időszakokban, az egész év során pedig 4,13 %-át. A hagyományos működésnél még az energiafogyasztás 54,70 %-át az elektromos hálózatról vásárolták, amit fokozatosan csökkentettek. A napenergia-forgatókönyv (2021. június 15. és december 31. között) során ez az arány 39,09 %-ra csökkent, de a teljes évet nézve elérte a 46,62 %-ot a gázmotorok meghibásodásai miatt, mert a kiesést villamos áram vásárlással pótolták.

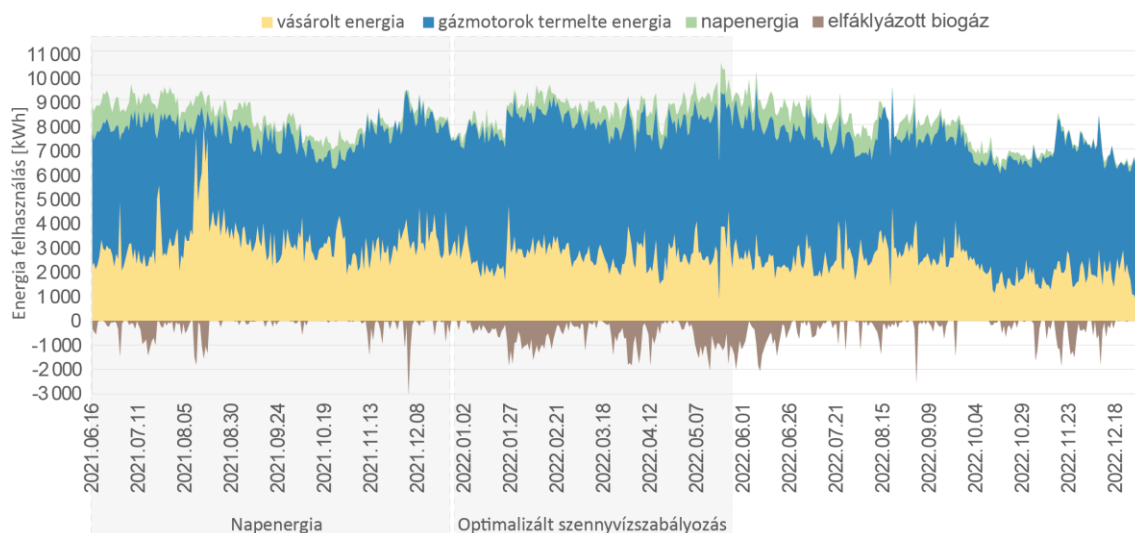
A 27. ábra mutatja az energiafogyasztás összetételét minden forgatókönyvekre. A 2020-as és a 2021-es évek forgatókönyvei nem fedik le az egész évet, ezért a teljes év során vásárolt villamos energia részarányát is jelöltem piros színnel. Ezt egészíti ki a 28. ábrán megjelenő energiafelhasználás összetétele, melyen az elfáklyázott biogázt negatív értékekkel ábrázoltam. A gázmotorok energiatermelése a vizsgált időszakban fokozatosan nőtt, a telep teljes energiafogyasztása azonban ingadozó tendenciát mutatott, amelyet a technológiai változások befolyásoltak. Az energiafelhasználás összesített és funkcionális

egységre vetített értéke a kémiai P eltávolítás során volt a legmagasabb, míg a legalacsonyabb értéket a hagyományos működésnél mérték. A napenergia bevezetése nem eredményezett jelentős fogyasztáscsökkenést (0,8 kWh/FU), mégis 129 MWh megtakarítást értek el vele. A vásárolt villamos áram kiváltásához a napelemek területének 6,17-szeres növelésére lenne szüksége a szennyvíztisztító telepnek, mely területigényt nem tudják biztosítani. A napenergia túltermelés sem lehet céljuk, ugyanis az áramszolgáltató nem járul hozzá a felesleges energia átvételéhez, mivel jelenlegi állapotában a hálózat nincs felkészítve az áramingadozásra. A napenergia szezonális ingadozásokat mutat, amit üzemeltetés során figyelembe kell venni. Az alacsony napsugárzás hatását a kritikus időszakokban a biogázból előállított energia növelésével lehet enyhíteni. A forgatókönyv időszakában az elfákllyázott biogáz mennyiségét sikerült 0,02 kWh/FU-ra csökkenteni, míg a gázmotor meghibásodások ellenére a biogázból nyert energia mennyisége 3,91 %-kal nőtt.



27. ábra Az energiafelhasználás összetétele a vizsgált forgatókönyvekre.

[saját szerkesztés]



28. ábra Az energiafelhasználás összetétele a napelem beépítését követően.

[saját szerkesztés]

A napelemek bevezetését követően az iszapsűrítő vegyszerek felhasználása 20,88 %-kal nőtt az előző forgatókönyvhöz képest. Ez MD 21,31 %-os romlását eredményezte, vagyis értéke 0,54-ről 0,65 kg Cu eq./FU-re növekedett. Az iszapkezelésnél használt víztelenítőszer hozzájárult a vegyszerekkel összefüggő nagyobb környezeti hatáshoz, míg az iszap csökkentett nedvességtartalma alacsonyabb szállítási költségeket és kibocsátást eredményezett.

A környezeti hatások a legtöbb esetben, a fáklyázás bevezetését követően ez a forgatókönyv mutatja a legnagyobb javulást, melyhez a fáklyázás csökkentése, a napenergia felhasználás bevezetése és a biogáz energiafelhasználás növelése járult hozzá. A levegőtisztítás 52,65 %-kal nőtt 1 m³ tisztított vízre vetítve, miközben az energiafogyasztás csak 10,19 %-kal emelkedett. Az első biológiai vonal 69,77 %-ot, míg a második 28,96 %-ot használ fel a villamosenergiából. A napenergia felhasználása átlagosan 1,17 %-kal járul hozzá a hatásokhoz, miközben az összes energiafelhasználás 7,75 %-át adja. Az energiához szorosan kötődő hatások közül az OD-t befolyásolja a legkevésbé 0,73 %-kal. Az eredmények azt mutatják, hogy a TEc 4,75 %-kal, az FPMF 1,71 %-kal, a PhOF_e 0,95 %-kal, a PhOF_{hh} pedig 0,94 %-kal nőtt.

A technológiai egységek hatása az egyes hatáskategóriákon belül hasonlóan alakul, mint azt az elfáklyázás bevezetésénél bemutattam. Két kivétel van: LU értéke 2,6-szorosára nőtt a napelemek miatt, míg az IR az alacsonyabb fáklyázási arány miatt a felére csökkent. Az értékek 0,01 annual crop eq. y/FU és 0,01 kBq Co-60 eq. to air/FU voltak.

A mikrobiológiai tevékenységhez kapcsolódó két hatás esetében a változás ellentétes irányú volt. A hidraulikai- és tápanyagterhelés változások miatt a FEu $-4,00 \cdot 10^{-3}$ -ról $4,02 \cdot 10^{-4}$ kg P eq./FU-ra nőtt, míg a MEu 1,86 %-kal javult ($-1,76 \cdot 10^{-2}$ -ről $-1,80 \cdot 10^{-2}$ kg N eq./FU-ra). A biológiai P eltávolítás forgatókönyvéhez képest, a szennyvíz napi mennyisége $1\,071 \text{ m}^3/\text{d}$ -ra csökkent, ami a befolyó és elfolyó arányát 2,31 %-kal csökkentette. ($1,20$ -ról $1,17 \text{ m}^3$ szennyvíz/ m^3 tisztított vízre). Emellett a napi szennyezőanyag áramlás 7 %-kal csökkent a befolyó és 12 %-kal az elfolyó oldalon az optimalizálási erőfeszítéseknek köszönhetően.

3.3.3.5. *Optimalizált szennyvízszabályozás*

2022-es év elején az optimalizálási erőfeszítések kettősek voltak. A vásárolt energia részaránya 39,09 %-ról 31,16 %-ra csökkent, ami a korábbi forgatókönyvhöz képest $0,31 \text{ kWh}/\text{FU}$ -ról $0,25 \text{ kWh}/\text{FU}$ -ra való csökkenésnek felel meg. Ezt a javulást annak ellenére sikerült elérni, hogy az energiafelhasználás a többi forgatókönyvhöz képest megnövekedett. A napelemek a teljes éves energiafelhasználás 7,14 %-át szolgáltatták (az év átlagában 6,78 %), a biogázból származó energiatermelés pedig 15,30 %-kal nőtt, annak ellenére, hogy a fáklyázás ebben az időszakban triplázódott és elérte a $0,03 \text{ kWh}/\text{FU}$ -t.

Ezzel egyidejűleg a befolyó szennyvíz minősége közel ideális volt (100:10,07:1,08), ami növelte az eltávolítási hatékonyságát. Ez a legmagasabb foszforeltávolítási arányban nyilvánult meg hozzáadott vegyszerek nélkül: a hagyományos működéshez képest a kezelt víz összes foszfortartalma $0,93 \text{ mg}/\text{l}$ -ről $0,46 \text{ mg}/\text{l}$ -re csökkent, ami 96,33 %-os eltávolítási hatékonyságot eredményezett a kezdeti 93,38 %-kal szemben. A nitrogén eltávolításának hatékonysága is javult, 87,66 %-ról 90,53 %-ra emelkedett, vagyis az elfolyó összes nitrogén tartalmát $10,28 \text{ mg}/\text{l}$ -ről $7,87 \text{ mg}/\text{l}$ -re csökkentette. Ez a két hatékonyságnövekedés kiemelkedő amellett, hogy a telepre vonatkozó határértékek szigorúnak tekinthetők, az összes foszforra $4 \text{ mg}/\text{l}$ és az összes nitrogénre $20 \text{ mg}/\text{l}$ az elfolyó víz minőségére előírt határérték (11.6. melléklet). A megnövekedett hatékonyság az optimális tápanyag és biomassa aránynak köszönhető, ezért az iszapozam is magasabb volt, ami bizonyos hátrányokkal járt. Annak ellenére, hogy a membrános levegőztető rendszert felújították az energiafogyasztás csökkentése érdekében, a nagyobb iszapozam a levegőztetési energia 2,35 %-os növekedését eredményezte, miközben a fűvők napi üzemóráinak száma 4,66 %-kal csökkent. Emiatt 24,13 %-kal több vegyszert használtak az iszap sűrítéséhez, mint a napenergia forgatókönyv esetében és 10,38 %-kal több szárított iszapot állítottak elő 1 m^3 tisztított víz esetében.

Az energia megtakarításhoz kapcsolódó hatások (CC, FPMF, PhOF_e, PhOF_{hh}, OD, TE_c) esetében a megtakarítás átlagosan 20,50 % volt. A fáklyázás növekedése 60,21–182,78 %-kal magasabb értékeket eredményezett az FC, HTP_c, IR, TA esetében. Ezzel szemben FD értéke 182,76 %-kal csökkent, ami a kevesebb vásárolt energia pozitív hatását jelzi. A szennyvíz minőségével kapcsolatos mutatókat figyelembe véve a MEu értéke 2,66 %-kal nőtt az előző forgatókönyvhöz képest, ami a kissé javuló nitrogéneltávolítási hatékonyságnak és a 4,87 %-kal megnövekedett oldottanyag tartalomnak köszönhető. FEu értéke azonban 2,7-szeresére csökkent, mivel 0,011 kg P eq.-t sikerült megtakarítani minden egyes m³ tisztított vízre a kibocsátott foszfortartalom 41,44 %-os csökkentésével.

Az iszapkezeléshez kapcsolódó hatások a napenergia forgatókönyvhöz képest növekedtek. MD értéke 23,96 %-kal nőtt az emelkedett vegyszerfelhasználás miatt. A FE_c 49,20 %-kal nőtt, mert a hatás 42,69 %-át a biogáz fáklyázása adta. A HTP_{nc} és a ME_c értékét azonban kizárólag a szárított iszap határozza meg, így a hatások 10,43 %-os növekedését a 10,38 %-os mennyiségi növekedése eredményezte 1 m³ tisztított vízre vetítve.

3.3.4. Fertőtlenítési lépés bevezetésének lehetősége

A vizsgált szennyvíztisztító telepnek nem kellett a kibocsátás előtt fertőtlenítenie a szennyvizét, de ez a jövőben változhat, amikor eltérő víz újrahasználati lehetőségek közül kell döntenie. A települési szennyvíztisztítás esetében nem a hasznosítást – ami további infrastruktúra kiépítését igényli – hanem a tisztított víz további felhasználásának előfeltételét vizsgáltam. Megvizsgáltam a kvaterner kezelés lehetséges bevezetését a jogszabályi környezetbe [136] való alkalmazkodás érdekében. Ehhez Maniakova és tsai. [217] munkáját használtam fel, akik két eljárást vizsgáltak: ózonos (O₃) és szekvenciális H₂O₂ kezelés (ST). A kiválasztott megoldások a szennyvíz fertőtlenítése mellett a szerves mikroszennyezők eltávolítására is alkalmasak voltak. A fertőtlenítés hatása két elemből állt össze: az energiafelhasználás és a vegyszeradagolás. Az általam vizsgált telephely esetében felhasználtam az 1 kWh helyi energiafelhasználás hatását, a hivatkozott fertőtlenítési kísérlet kémiai hatását és a berendezések energia igényét. Az ózonozásnál az energiafelhasználást 0,42 kWh/m³-nek vettem. Mivel a szekvenciális H₂O₂ kezelés részben napenergiát használ, ezért az energiaigény kisebb volt (3·10⁻⁴ kWh/m³). Az időbeli folytonosság miatt az utolsó forgatókönyv (Optimalizált szennyvízszabályozás) technológiai tulajdonságait használtam fel a kvaterner tisztítási forgatókönyvek bemeneteként. A kapott eredmények szerepelnek a korábban megjelenített hőterkép-diagramban (25. ábra), így a két fertőtlenítési lehetőség összevethető a technológiai fejlettség jelenlegi szintjével.

3.3.4.1. Ózonos kvaterner kezelés

A fertőtlenítési lépés bevezetése több mutatóban is növelte a szennyvíztisztító telep környezetterhelését, összhangban Maniakova és tsai. [217] munkájával (11.7. melléklet). Tizennyolc mutató közül tizenkettő mutatja a legmagasabb értékeket, ami alól kivételt képeznek az alábbiak: az FC, FE_c, HTP_{nc}, IR, ME_c és TA. Az ózonos kezelés még ezekben az esetekben is meghaladta az optimalizált szennyvízszabályozás forgatókönyvet. A legnagyobb növekedést az ózonréteg csökkenésnél tapasztaltam, amely öt nagyságrenddel nőtt az előző forgatókönyvhöz képest ($3,82 \cdot 10^{-3}$ kg CszeriFC-11 eq./FU), miközben 1 %-nál kevesebbet növekedett HTP_{nc}, TA és ME_c értéke.

Az új folyamatokhoz kapcsolódó magasabb energiafelhasználás változó mértékben rontotta a kapcsolódó környezeti hatásokat. A TE_c közel megduplázódott (91,22%), de így is alacsony maradt (0,04 kg 1,4 DB eq./FU). Számos, korábban energia által uralt hatást erősen befolyásolt a kvaterner vegyszerfelhasználás: CC, FPMF, LU, PhOF_e, PhOF_{hh} és OD. Az ózonozás esetében a növekedés 21-szer nagyobb volt a CC-nél, 107-szer magasabb a HTP_c-nél, 124-szeres az FPMF-nél és 9 323-szor magasabb a PhOF_{hh}-nál. Ezenkívül a földhasználat 0,13 annual crop eq. y-ra nőtt funkcionális egységenként. Az ózonos kezelés másik komoly következménye a korábbi műszaki beavatkozásokkal elért édesvízi eutrofizációs előnyök elvesztése (0,48 kg P eq./FU).

Néhány hatás esetében a fő befolyásoló tényező ugyanaz maradt. Az édesvízi és tengeri ökototoxicitást egyaránt az iszapkezelés szabályozta, és csak szerény növekedést mutatott. Az édesvízfogyasztást, az ionizáló sugárzást és a szárazföldi savasodást elsősorban a fáklyázott biogáz mennyisége határozta meg. Az ionizáló sugárzás 15,92 %-kal nőtt az optimalizált szennyvízszabályozáshoz képest, de a fáklyázás bevezetésekor megfigyelt értéknek csupán 8,55 %-át adta. A fémkimerülés mindössze 13,84 %-kal változott, melyet az iszapvíztelenítéshez használt vegyszerek befolyásoltak.

3.3.4.2. Szekvenciális H₂O₂ kvaterner kezelés

A szekvenciális H₂O₂ kezelés csak mérsékelt környezeti kárnövekedést mutatott, szemben az ózonos kezeléssel, mely 11 hatáznál a legrosszabb értéket hozta. Figyelemre méltó, hogy egyik mutató sem mutatott maximális értéket a többi forgatókönyvhöz képest. Az irányítási folyamatokat tekintve a legtöbb kategória elsődleges meghatározó folyamatai hasonlóak maradtak, mint amit a másik kvaterner kezelésnél tapasztaltam. Az egyetlen kivétel a tengeri eutrofizáció volt, ahol a hatásokat a biológiai folyamatok szabályozták, mint valós forgatókönyveknél, és továbbra is környezeti előnyöket mutat. Az ózonréteg csökkenés értéke még mindig lényegesen magasabb volt, mint az optimalizált

szennyvízszabályozási forgatókönyvben, azonban a hatás csupán 16 %-a volt az ózonos kezeléshez képest. Az fosszilis kimerülés a megújuló energia felhasználása miatt csökkent, de a pozitív tartományban maradt, ami az édesvízi eutrofizáció mellett környezetvédelmi költségeket is jelent. Az emberi egészségre gyakorolt hatások 1,8-szor nagyobbak voltak a klímaváltozás és a fotokémiai ózontépződés esetében, valamint 23-szor nagyobbak az emberi toxicitási kockázatnál az optimalizált szennyvízszabályozás forgatókönyvéhez képest.

A szekvenciális kezelés megőrizte a korábbi technológia fejlesztések előnyeit. A szárazföldi ökototoxicitás mindössze 2,85 %-kal és az ionizáló sugárzás hatása csupán 0,01 %-kal nőtt az optimalizált szennyvízszabályozás forgatókönyvéhez képest. Utóbbi a fáklyázás bevezetésekor megfigyelt IR értéknek a 7,37 %-át érte el, ami minimális környezeti aggályokat jelez. A nem rákos emberi toxicitási kockázat, a szárazföldi savasodás, az édesvízi és tengeri ökototoxicitás elhanyagolható növekedést mutatott a többi hatáshoz képest.

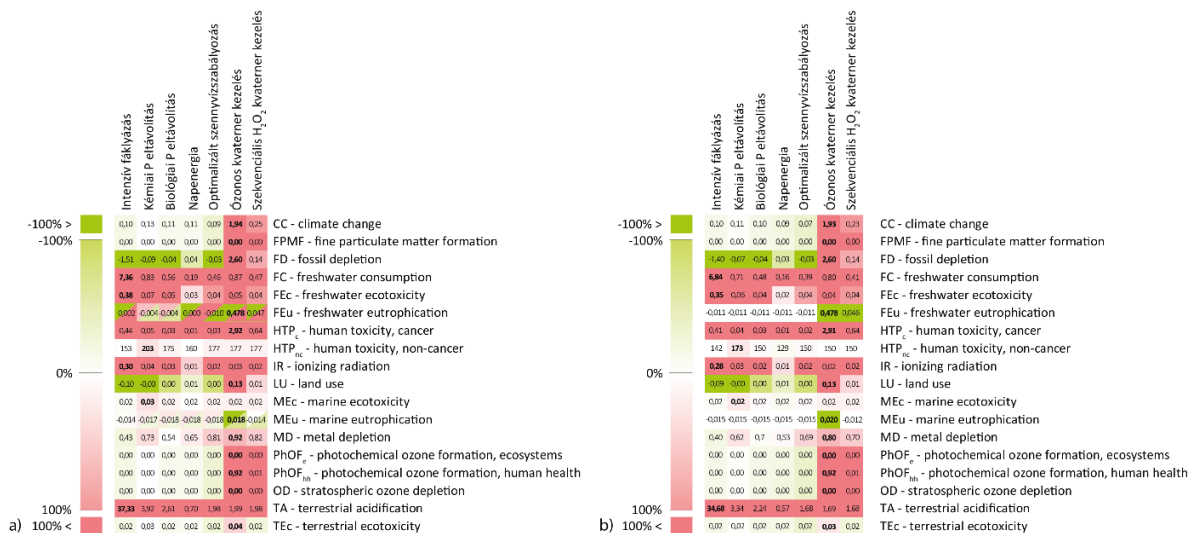
Az alacsonyabb általános környezeti hatások alapján a szekvenciális H₂O₂ kezelés életszerűbb megoldásnak tűnik, mint az ózonos kezelés. A hosszú távú hatások miatt is előnyben kell részesíteni ezt a módszert, amennyiben a szennyvíz újrafelhasználása (például öntözési célokra) megvalósíthatóvá válik.

3.3.5. Technológiai változtatások életciklus-elemzés alapú, normalizált adatokkal történő teljesítményértékelése

A technológiai fejlesztéseket eddig az állandóan változó vízminőség szempontjából vizsgáltam, azonban a fejlesztések hatásainak elkülönítésére minden esetet újra megvizsgáltam átlagos napi vízhozam és vízmennyiség értékek felhasználásával. A napi befolyóminőséghez az alábbi paramétereket választottam ki: 13 500 kg KOI, 8 500 kg BOI, 1 100 kg TN, 160 kg TP, 13 000 m³ szennyvíz és 100:8:1-es tápanyagarány. Fontosnak tartom kiemelni, hogy az azonos befolyó paraméterek alkalmazása mellett továbbra sem lehet a modellben kiküszöbölni bizonyos változó értékeket, például az iszap minőségi vagy mennyiségi eltérését.

Az új számítás eredményei a 29. ábrán láthatók, illetve a 11.8. mellékletben is megtalálhatók. A forgatókönyvek legtöbb hatásértéke változást mutatott. Az egyetlen értékek, amelyek minden forgatókönyvben konzisztensek maradtak, az édesvízi és a tengeri eutrofizáció voltak, -0,0114 kg P eq./FU és -0,0150 kg N eq./FU értékkel. A többi kategória esetében a forgatókönyvek az alábbi értékekkel csökkentek követve a technológia fejlesztési forgatókönyvek sorrendjét: 10,21 %, 7,10 %, 14,70 %, 14,32 %, 19,34 % és 15,22 %. Az elméleti kvaterner kezelések esetében a változás -18,50% és 15,56% között történt.

Számos módszer létezik a forgatókönyvek rangsorolására. Az egyik megközelítés a forgatókönyvek rangsorolását tartalmazza minden egyes hatástényező alapján, majd az átlag kiszámításával egy általános sorrend határozható meg. Ezzel a módszerrel a legjobb forgatókönyv az optimalizált szennyvízszabályozás lenne a valós szennyvízminőség figyelembevételével, ezt követné a napenergia, majd a hagyományos működés, és a negyedik helyet az intenzív fáklyázás és a biológiai P eltávolítás együtt kapná. A sorrendet zárna a kémiai P eltávolítás, a szekvenciális H₂O₂ és az ózonos kezelés.



29. ábra Hatásvizsgálati eredmények összehasonlítása a hagyományos üzemeltetési forgatókönyvvel, mint alaphelyzettel, az eredeti (balra) és a módosított (jobbra) szennyvízminőség tekintetében. [saját szerkesztés]

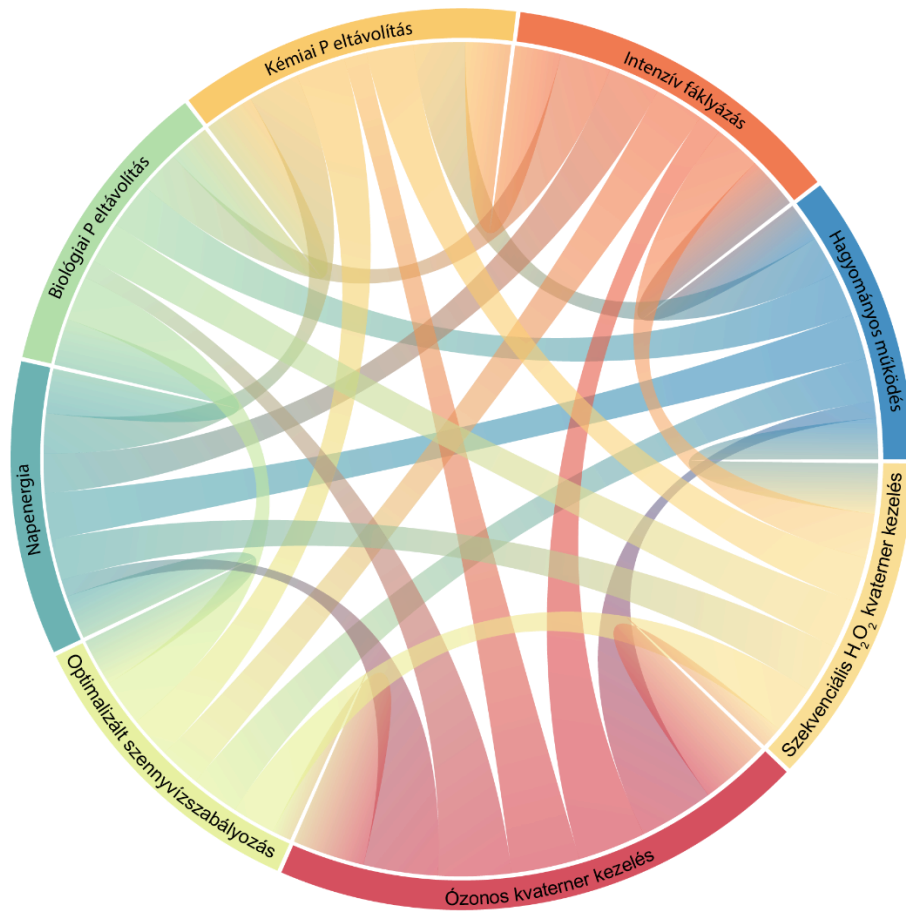
A standardizálás miatt módosul a rangsor: az első helyen a napenergia állna, a második helyre az optimalizált szennyvízszabályozás került. A további sorrend pedig így alakul: biológiai P eltávolítás, hagyományos működés, intenzív fáklyázás, kémiai P eltávolítás, szekvenciális H₂O₂ és ózonos kezelés. A forgatókönyvek sorrendjében bekövetkezett változást a következő környezeti mutatók okozták: HTP_{nc} (2), MEc (3), FPMF, PhOF_e, TEC (4), CC, FEu, OD (5) és MEu (6). A zárójelben lévő szám a rangsorváltás eseteit jelzi. Az egyetlen forgatókönyv, amely változatlan maradt, az ózonos kvaterner kezelés volt. A szekvenciális H₂O₂ kezelésnél MEu esetében 2 pozíciót veszített, de összességében tartotta a rangját, ami legtöbbször a hetedik hely volt. Az optimalizált szennyvízszabályozási forgatókönyvnél a MEu a 3. helyről az 1. helyre ugrott és nyolc kategóriában vezetett (főleg energiához kapcsolódóan), mégis elvesztette fölényét a napenergiával szemben. A napelemek bevezetésével két kategóriában ért el négy fokozattal jobb eredményt (HTP_{nc} és MEc, az iszapkezeléshez kapcsolódóan), de az összteljesítmény kiegyensúlyozottabb volt.

Nyolc alkalommal jobb besorolást kapott, mint az őt követő forgatókönyv, valamint hét esetben kettő vagy több hellyel lépett feljebb a rangsorban a valós szennyvízminőséghez képest. Az intenzív fáklyázási forgatókönyv FD, LU és MD esetében végzett az első helyen (részben a legalacsonyabb vegyszerfelhasználás miatt), míg az FC, FEc, IR és TA figyelembevételével az utolsó lett a biogáz pazarlás miatt. A kvaterner kezelési módszerek gyengén teljesítettek, mert a hatodik és a nyolcadik helyre kerültek. Ezek az eredmények riasztóak lehetnek, mivel a vezetőség azzal érvelhet, hogy nincs környezeti haszna egy ilyen befektetésnek, még akkor sem, ha a törvényi nyomás megkövetelné a szennyvíztisztító telepek fertőtlenítési fokozatának bevezetését.

Ha azonban úgy normalizálom, hogy a hatásértékeket 0 és 1 közötti értékre számítom át, és egy forgatókönyvön belül összegezem, akkor új rangsor állítható fel (11.9. melléklet), amely kiemeli a különböző forgatókönyvek relatív előnyeit. Ennél a verziónál a forgatókönyvek standardizált adatokat használó sorrendje egyenértékű volt az eredeti befolyó terhelések szerinti rangsorolással, azonban a technológiai beavatkozások között árnyaltabbak voltak a különbségek. Eszerint a napenergia forgatókönyvet jelöltem meg a legjobb megoldásnak, míg az optimalizált szennyvízszabályozás a negyedik helyre került. Az intenzív fáklyázás a hetedik helyet érte el, mivel ebben a forgatókönyvben történtek a leglényegesebb változások a biogáz fáklyázás miatt. A szekvenciális kvaterner kezelés a hatodik helyet szerezte meg, mivel a normalizált érték összege 68 %-kal volt magasabb a napenergiához képest. Az ózonozás környezeti terhelése nyilvánvalóbbá vált, mert a legjobb forgatókönyvhöz képest több mint ötször volt nagyobb az összhatasérték. Ezek az eredmények a szekvenciális H₂O₂ kezelés relatív előnyét mutatták, és használható lehetőséget jelent a tisztított víz újrafelhasználás minőségi követelményeinek teljesítésére, mivel összhatasa összevethető a korábbi technológiai állapotokkal.

A kumulatív értékek összehasonlításával megállapítható, hogy az idővonal tekintetében mely technológiai fejlesztések bizonyultak a legelőnyösebbnek és a legkevésbé előnyösnek. A legnagyobb jótékony hatású beavatkozás a biológiai P eltávolításra való átállás volt. A napenergia bevonásával további jótékony fejlesztések történtek, míg a biogáz fáklyázás szabályozása visszatérő és meghatározó elem volt a fejlesztésekben. Az optimális szennyvízszabályozás, miközben kiváló vízminőséget biztosított, nagyobb általános környezeti hatást gyakorolt a napenergia forgatókönyvhöz képest. A 30. ábra ezeket a kapcsolatokat mutatja be, melynek alapját a standardizált bemeneti értékekkel történő normalizálás, azon belül a hatásértékek 0 és 1 közötti értékre számítás adja. A diagramon a

kéktől a sárgán keresztül a pirosig terjedő színátmenet mutatja a változást. A legjobb összeredmény a kék szín kaptá, míg a legrosszabb a pirosat.



30. ábra Az vizsgált technológiai fejlődés forgatókönyveinek kumulatív életciklus-hatásáramlásai. [saját szerkesztés]

4. Következtetések és javaslatok

Doktori kutatásom keretében egy baromfifeldolgozáshoz kapcsolódó szakaszos üzemű szennyvíztisztító, valamint egy települési szennyvíztisztító telep vizsgálatát végeztem el a vízkörforgás mérését és kialakíthatóságát szem előtt tartva. A felhasznált adatokkal körforgásos gazdasági számításokat és életciklus-elemzéseket végeztem el, a mutatók esetében a vízvonal adatok alkalmazhatósága érdekében módosításokat vezettem be. Az alkalmazott módszerek lehetőséget adtak arra, hogy jobban megismerjem a tisztított vízújrahasznosítás és újrahasználat előnyeit és hátrányait, melyet a következőkben témakörönként mutatok be.

4.1. A (víz)körforgás mérésében rejlő lehetőségek és korlátok

A fenntartható fejlődést szem előtt tartva a körforgásos gazdaságot minden ipari szektorban folytatni kell annak ellenére, hogy a lineáris gazdaságból való kiszakadás kihívást jelent, mint például az élelmiszeriparban. A cél felé tett lépés a körforgás megfigyelésére szolgáló eszközök kifejlesztése és használata, amelyek a tartós termékeken túlmenően a fogyasztási cikkeket, az energia- és a vízfelhasználást is kezelik.

Egy magyar baromfifeldolgozó üzemet használtam esettanulmányként a korlátok megértéséhez, a körforgás és fenntarthatóság nyomon követéséhez három különböző módszertant alkalmaztam: két gazdasági mutatót (CEIP és MCI) és a vízlábnyom számítást. A körforgásos mutatók eredetileg nem vették figyelembe a vizet nyersanyagként, így téves értelmezést adtak a körforgásról azokban az esetekben, amikor víz került a végtermékbe. Nem meglepő módon a víz bevonása csökkenti a látszólagos körforgást, így jobban szemlélteti az élelmiszeripar lineáris jellegét. A módosítások mélyebb betekintést nyújtottak a baromfifeldolgozás körforgása felé történő elmozdításának kihívásaiba.

A körforgásos gazdasági mutatók egyik legnagyobb fejlesztendő területe az volt, hogy a negatív változásokat nem büntetik, így több erőforrás felhasználása ellenére előfordulhat, hogy jobb körforgásos értéket eredményez a számítás. Ennek kiküszöbölésére vezettem be a büntetőpontokat a megnövekedett vízfogyasztás esetében, és javaslom, hogy mind a CEIP, mind az MCI módszertanban további módosításokat kell végezni a büntetőpontok felvételére, ahol a fokozott erőforrás-felhasználás indokolt. Az MCI és MCI' további hátránya, hogy nem tartalmazza az energiafelhasználást a számításban, ezért az energiafogyasztás és annak potenciális hasznosítása nem szerepel a körforgásos megközelítésben. Így, ha a szennyvíztisztítási folyamat során vagy a hulladékanyagok

újrahasznosítása során energia-visszanyerést érünk el, az nem vehető figyelembe a módszertanban. Ha így lenne, az az erőforrás-visszanyerés és így a körforgás minden aspektusát lefedné. A körforgásos mutatókkal kapcsolatos másik probléma az, hogy csak az újrahasznosítás és újrafelhasználás szintjét veszik figyelembe, de nem számítják ki a megfelelő környezeti hatásokat. Ezért továbbra is célszerű olyan eszközökkel kiegészíteni a számításokat, mint például az életciklus-elemzés, mely hatékonyabban támogatja a vízájrahasznosítási stratégiák kidolgozását.

A három mutató közül eredetileg egyiket sem fogyasztási cikkekre tervezték. Nem minden termék bontható részekre, és nem lehet technológiai megoldásokkal újrahasználni vagy újrahasznosítani. A lineáris jellegű technológiák szempontjából kiemelt fontosságú lenne, hogy minden értékesíthető terméket bevonjunk a számításokba, de ezt a mutatók nem támogatják megfelelően. A számítások során figyelembe kell venni a természetes folyamatokat, például a fogyasztási cikk biológiai hozzáférhetőségét. Ha a biológiai körforgást is része lenne a számítási módszernek, akkor az élelmiszerek körforgását átfogóbb módon lehetne értékelni, bizonyos esetekben pedig a szennyvízből történő erőforrás-visszanyerés növelhetné bármely terméktípus körforgásos értékét.

Mindezek ellenére a számítási módszerek kis módosításokkal alkalmassá válhatnak a körforgás mérésére, beleértve a vízkörforgást is. A körforgásos mutatók inkább láthatóbbá teszik a körforgást, mint önálló döntéstámogató eszközként szolgálnak. Az eredmények azt is hangsúlyozzák, hogy egy termék értékelésénél egyetlen mérőszámot használni kockázatos, mivel a magasabb körforgás elérése fokozott negatív környezeti hatásokat eredményezhet. A módszertanoknak azonban olyan átfogó körforgásos szempontokat kell integrálniuk, amelyek lehetővé teszik a teljes rendszer fenntarthatóságának értékelését, amennyiben más elemző eszközök nem állnak rendelkezésre. Az eredmények alapján javaslom az indikátorok további fejlesztését több elem, például fogyasztási szokások, vízhasználat, energiafelhasználás, biológiai és környezeti feltételek integrálásával.

4.2. A baromfi ipari körforgás kialakítása és az életciklus-elemzés kapcsolata

Kutatásom második nagy lépésének célja volt, hogy egy baromfifeldolgozó üzem szennyvíz-újrahasznosítási lehetőségeit életciklus-elemzés segítségével elemezzem, mivel a mutatók hiányosságai – mint például a környezeti hatások figyelmen kívül hagyása – szükségessé tették az LCA alkalmazását. Az LCA megkönnyíti a körforgásos gazdasági számítások kiértékelését, miközben segít elkerülni a körforgás kialakítása során okozható

környezeti károkat. Összehasonlítottam a korábbi előkezelési technológiát szakaszos üzemű biológiai tisztítással, melynél megkülönböztettem a közcatornába, illetve felszíni vízbe kibocsátást. Vízkörforgás kialakításának lehetőségeként a technológiai újrahasznosítást a vízigény csökkentésével és anélkül, valamint az öntözési célú hasznosítást vettem figyelembe. Az árnyaltabb értékeléshez ebben az esetben is két különböző év adatait használtam fel. A forrásigényes termelés miatt a második év környezetterhelése nagyobb volt. A változásokat alapvetően meghatározta a brojlertermelés, az energiafelhasználás és az alapanyagok.

Az előkezelési technológia leváltásával a felhasznált vegyi anyagok mennyisége csökkenthető, ezáltal a fémkimerülés mértéke is visszaszorítható. A települési szennyvíztisztító telep bevonása az elemzésbe szemléltette a rendszerhatárok hatását, de lehetővé tette a tisztított víz hatásának jobb bemutatását is felszíni víztestbe történő kibocsátás esetén. Az adatok azt mutatták, hogy a közvetlen kibocsátás nem okoz több kárt a környezetben, de nem elég meghatározó a beruházás ösztönzéséhez.

A végponti és a középponti mutatók változásai eltérőek voltak a két szennyvíz újrafelhasználási megoldás esetében. A fémkimerülés és az édesvízfogyasztás értékei rámutattak, hogy a technológiai újrafelhasználás előnyös lenne a vízfelhasználás csökkentése szempontjából. Az öntözés a 2018-as végponti mutatók alapján tekinthető megfelelő megoldásnak, míg a 2019-es adatokat nézve takarékosabb erőforrás-gazdálkodásra lenne szükség.

A döntést a helyi körülményektől függően más akadályok is befolyásolhatják. Az általam vizsgált példa Magyarországon található, de az európai szárazabb régiók is profitálhatnak a kutatási eredményeimből. Bebizonyítottam, hogy a vizsgált megoldások nem okoznak nagyobb környezeti kárt, mint a status quo, valamint az életciklus-elemzés segít rávilágítani a körforgás javításának környezeti hatásaira, melyre a gazdasági mutatók nem alkalmasak. Az LCA nem végezhető el gyors áttekintő elemzésként összetettsége és hatalmas adatigénye miatt, de rámutat, hogy a körforgás mértékének javítására irányuló törekvések során nem kell feláldozni a környezetünket. Amennyiben a víz újrahasználat minimumkövetelményeinek [119] kell megfelelni, akkor a szűkösebb erőforrás, a földrajzi korlátok vagy akár a pénzügyi mérlegelés alapján lehet választani. A döntéshozatali folyamat során azonban a vállalatnak mindig mérlegelnie kell, hogy a lakosság hogyan látja törekvéseit, és a célok egyértelmű és tárgyilagos kommunikálásával törekedni kell a társadalmi elfogadottság javítására.

4.3. Települési szennyvíztisztítás életciklus-elemzése

A települési szennyvíztisztítás fejlesztései az ipari szennyvíztisztítás számára is iránymutatást mutatnak, mivel az ott alkalmazott jó gyakorlatok könnyen adaptálhatók az ipari rendszerekbe. A települési rendszerekben bevezetett technológiai újítások, különösen a vízkezelés és tápanyagvisszanyerés terén elért eredmények, olyan alapot adnak, amelyek segíthetik az ipari szennyvíztisztítók hatékonyabbá és fenntarthatóbbá válását. Az LCA-ból kinyert információk hozzájárulnak a vízkörforgás növeléséhez, melyre a körforgásos mutatókkal végzett számítások nem mutatnak rá. Éppen ezért kutatásomban arra összpontosítottam, hogy a települési szennyvíztisztítók fejlesztései miként járultak hozzá a környezeti hatások csökkentéséhez az energiasemlegességi törekvések és a tisztítási hatékonyság növelése során.

Kutatásom a helyi települési szennyvíztisztító telep technológiai fejlesztését követte végig 2015-től 2022-ig. A telep környezeti hatásainak mérséklésében a biogáz optimalizálása kulcsszerepet játszott. A hagyományos működés forgatókönyvnél $1,35 \text{ kWh/m}^3$ volt a biogázból megtermelt energia, ami az intenzív fáklyázás esetében $1,98 \text{ kWh/m}^3$ -re nőtt. A biogáz 71,54 %-át azonban az egyenetlen termelés miatt elfáklyázták, pedig energia-visszanyerési lehetőség lett volna. A fokozott energiatermelés megvalósítható, hiszen más szennyvíztisztító telepek képesek elérni a 6 kWh/m^3 [222] vagy akár a $6,5 \text{ kWh/m}^3$ [223] biogázhozamot. Ezt a vizsgált szennyvíztisztító telep is elérhetné a biogáz tárolási kapacitás bővítésével, amit segítene a többlet energia villamoshálózatba történő betáplálásának ösztönzése. Hosszú távon a rothasztó hatékonysága javítható az ipari és mezőgazdasági hulladékok együttes kezelésével [224], melynek vizsgálatát a veszprémi szennyvíztisztító telep is megkezdte saját folyamataiba építve. Az élelmiszerhulladék, a trágya és a zsírfogó iszap beépítése a biogáztermelésbe fokozza a metánkivonást [225], ami segíti az energiasemlegességi célok elérését és a környezeti lábnyom csökkentését [226].

Az energiahatékonyságot tekintve az üzem teljes energiafelhasználása átlagosan $0,72 \text{ kWh/m}^3$ tisztított víz, melynek 59,32 %-át a telepen állították elő. A másodlagos kezelés fogyasztása $0,272\text{--}1,27 \text{ kWh/m}^3$ között alakulhat [227], mely függ a létesítmény méretétől, korától, elhelyezkedésétől és az éghajlattól. Eredményeim rámutattak, hogy a biogáztermelés és -felhasználás kiegyensúlyozatlansága miatt 13 hatáskategóriát befolyásolt a fáklyázás, pedig jelentős környezeti megtakarítást és energiasemlegességet érhetek volna el. A biogáztermelés ingadozás miatt jobb tárolási megoldásokra és a biogázmotorok folyamatos karbantartására lenne szükség. A rothasztóba adagolt anyagáram minőségének

szabályozása kritikus fontosságú az egyenletes termelés és a jobb energia visszanyerés érdekében.

A biogáztermelés terén elért eredmények ellenére az energiával kapcsolatos kockázatok továbbra is fennálltak. A napenergia bevezetése csökkentette a hálózat-függést, miközben rávilágított az évszakos eltérések figyelembevételének fontosságára. Bár a napenergia-termelés növelése segíthet az energiasemlegesség elérésében [228], csupán az energiatermelés országos szinten történő szén-dioxid-mentessé tétele hozhatná meg a legnagyobb életciklus-előnyöket [229]. Amíg ez nem történik meg, fontos a megújuló és biogázalapú energiaforrások egyensúlyban történő használata az optimális működés érdekében, legfőképpen a kritikus üzemeltetési időszakokban.

Környezeti hatások vizsgálata során további kockázatokat lehetett feltárni. A szennyezőanyag eltávolítás technológiai fejlesztése javította a tisztított víz minőségét, azonban nagyobb vegyszerfelhasználást igényelt a víztelenítés, mert az iszaptermelés (főlősiszap elvétel) megnövekedett. A tisztított víz minőségének javulása az energiafogyasztást is emelheti [230]. Hasonló probléma merült fel, amikor a foszfor eltávolítására szolgáló vegyszerek fokozatos kivonása a szuboptimális tápanyagarányokkal együtt a fonális mikroorganizmusok megjelentek, és emiatt megnövekedett a levegőztetési igény. Ezek a baktériumok ugyanis hajlamosak akár 50 %-kal csökkenteni az oxigénátadási hatékonyságot [231].

A jövőbeni kvaterner tisztítási követelmények kompromisszumokat igényelnek a szennyvíz minőség, az energiaigény és az általános környezeti hatások tekintetében. A közeljövőben a 100 000 LE feletti szennyvíztisztító telepeknek monitorozniuk kell az antimikrobiális rezisztenciát, és 2045-re a 10 000 LE feletti szennyvíztisztító telepeknek a veszélyeztetett területeken kvaterner kezelési megoldásokat kell alkalmazniuk [136]. Az ózonos kezelés bizonyítottan a mikroszennyező anyagok 90 %-át távolítja el [232], és a további 16–71 %-kal csökkenti a kémiai oxigénigényt [233]. Környezeti megvalósíthatósága azonban korlátozott a magas vegyszerigény és az ózonréteg lebontására gyakorolt hatása miatt. Az eltávolítási hatékonyságot módosíthatja az ózontermelés mértéke az energiafelhasználás rovására [234]. Nagyobb szennyezőanyag eltávolítással alacsonyabb toxicitás érhető el, ugyanakkor az üvegházhatású gázok kibocsátása nő.

Szemben az ózonozással, a szekvenciális H_2O_2 kezelés viszonylag alacsonyabb környezeti ráfizetést mutatott, hasonlóan néhány valós forgatókönyvhöz. Alkalmazása ugyanúgy kompromisszumokat igényel, például a megnövekedett szárazföldi ökotoxicitás tekintetében. Mivel azonban a számításaimhoz felállított életciklus-leltárban nem vettem

figyelembe a mikroszennyező anyagokat, ezért az ökotoxicitás értéknél jelentkehetnek eltérések. Például a magas gyógyszerfogyasztás fokozza a környezeti és bakteriális rezisztencia problémákat [235], azonban a szennyvíztisztításban alkalmazott ózonalapú fejlett oxidációs eljárásokkal növelhető a lebontási hatékonyság és csökkenthető a mérgező melléktermékek képződése [236]. A leltár bővítéséhez elérhető adatbázis a mikroszennyező anyagok tulajdonságairól és előzetes kockázatértékeléséről [237]. Ennek azonban feltétele, hogy az új jogszabályi környezetnek [136] megfelelően a szennyvíztelepek bevezessék az új típusú szennyezőanyagok monitorozását, melyet a vizsgált telephelyen még nem alkalmaznak.

A jövőben számtalan kompromisszumos megoldást kell alkalmaznunk, ha a cél a hosszú távú fenntarthatóság elérése. A víztakarékossági intézkedések jelentősen eltolhatják a prioritásokat [238]. A növekvő vízhiány miatt még Európában is, a tisztított víz nem ivóvízcélú felhasználásából származó előnyök meghaladhatják az egyéb környezeti hatásokat [90]. Egy korábbi tanulmány [239] megállapította, hogy 1 m³ tisztított víz visszanyerésével 0,8 m³ édesvizet lehet megtakarítani. Bár a kvaterner kezelések növelhetik a környezeti hatásokat, a gondosan megválasztott módszerek továbbra is lehetőséget biztosítanak az antibiotikum-rezisztens mikroorganizmusok és mikroszennyező anyagok elleni védelemre. A lakossági szennyvíz közvetlen visszavezetése az élelmiszeripari folyamatokba nem lenne célszerű, sem élelmiszer-biztonsági, sem társadalmi elfogadottsági szempontból. A jelenleg támogatott öntözési célú újrafelhasználásnál fontos szem előtt tartani, hogy az emberi fogyasztásra szánt termények mentesek legyenek az ilyen típusú szennyeződésektől.

4.4. Integrált modellre vonatkozó javaslat

A körforgásos gazdaság megvalósítása érdekében minden iparág számára szükséges olyan mutatók alkalmazása, amelyek alkalmasak a fenntarthatósági szempontok figyelembevételére. Kutatásom során egy összetett kérdésre fókuszáltam, hogy a vízkörforgás megvalósítható-e, hogyan mérhető a körforgás és annak milyen hatása lehet a környezetünkre. Ennek megválaszolásához elengedhetetlen volt olyan mutatók vizsgálata, melyek különböző megközelítéssel a vízkörforgás méréséhez járulnak hozzá. A szakirodalmi példák alapján két mutatót emelek ki: a szennyvíz-cirkularitási mutatót (CI_{ww}) [46] és a víz körforgásos mutatót (Water Circularity Indicator, WCI) [70]. A CI_{ww} figyelembe veszi a csökkentési, újrafelhasználási és újrahasznosítási lépéseket, valamint tartalmazza az árnyékárakat, melyek a szennyvízkezelés elkerült költségeit vagy környezeti

előnyeit képviselik. Bár a mutató alkalmas arra, hogy a teljesítmények közti különbségek kimutatásával a körforgásos gazdasági stratégia kialakításában szerepet kapjon, de kialakítása alapján csupán a szennyvíztisztítási szektorban alkalmas a körforgás mértékének meghatározására. A WCI-t, amelyet az anyagkörforgásos mutató alapján építettek fel, a városi vízhozamok monitorozására és további javítására tervezték. A módszer korlátja, hogy a vízhozamokat veszi figyelembe, miközben a városi vízrendszerek teljes körű értékeléséhez az energiafelhasználást, az anyagáramokat és gazdasági szempontokat is figyelembe kell venni. Mindezek alapján a két mutató előremutató jellemzőkkel bír, azonban alkalmazásuk a vízparra korlátozódik. Hosszú távon azonban célszerű komplex módon kezelni az energiafelhasználást, az anyagáramokat és a gazdasági tényezőket. A kutatásomat meghatározó összetett kérdésre végül a körforgásos gazdasági mutatók, a lineáris vízlábnyom számítás és az életciklus-elemzés adott választ, egymástól független módon.

A kutatásom alapján két fő irányt azonosítottam az integrációra, mely közelebb visz a széleskörű alkalmazáshoz és a többszemponútú elemzéshez. Az egyik lehetőség, mikor az életciklus-elemzésbe beépülnek a körforgásos gazdasági mutatók és a vízlábnyom számítás. Ez a megközelítés már elérhető módszer, azonban költség- és adatintenzív, ezért főként a már elkötelezett ipari szereplők számára jelenthet reális alternatívát. A másik integrálási lehetőség, mikor a mutatókba épülnek be az életciklus-elemzés eredményei. Ezáltal megőrizhetők a mutatók előnyei – például az egyszerűség és gyors alkalmazhatóság – feltéve, hogy a szükséges környezeti hatásértékek rendelkezésre állnak. Célszerű megfontolni az éghajlatváltozás, az édesvízi eutrofizáció és fogyasztási termék esetében a humán toxicitási potenciál integrálását a számítási módszerekbe. Ugyanakkor fennáll a veszély, hogy egy integrált modell esetében elvesznek a módszertani előnyök. Az egymással párhuzamosan alkalmazott módszerek ugyanis erősítik egymást, mivel a körforgás eltérő aspektusaira világítanak rá.

Egy integrált modell alkalmazása lehetőséget biztosít arra, hogy a különböző rendszerek erősségeit egyesítve hatékonyabb, koherensebb és fenntarthatóbb megoldás jöjjön létre. A megközelítés alkalmas arra, hogy stratégiai szinten támogassa a vízkörforgás irányába tett lépéseket, miközben lehetőséget ad a teljesítmények objektív összehasonlítására és nyomon követésére. Ennek feltétele, hogy az integrált modell tesztelését empirikus tapasztalatokra alapozva és különböző iparági példákra végezzük el, növelve a gyakorlati alkalmazhatóságot és a szakterületek közti átjárhatóságot.

5. Összefoglalás

Kutatásom középpontjában a vízkörforgás fenntartható megvalósításának lehetőségei álltak, különös tekintettel a szennyvíztisztítás és a víz-újrahasznosítás összetett kapcsolatrendszerére. A vizsgálatok során ipari és települési szennyvíztisztító telepek működését elemeztem, különböző körforgásos gazdasági indikátorok, vízlábnyszámítás és életciklus-elemzés segítségével. Célom az volt, hogy azonosítsam a körforgásos gazdaság szempontjából releváns lehetőségeket és kihívásokat, valamint a szennyvíztisztítás technológiai fejlesztéseivel járó környezeti hatásokat.

Az ipari szennyvíztisztítás területén végzett kutatásomban egy magyar baromfifeldolgozó üzemet használtam esettanulmányként. A körforgásos gazdasági mutatókkal és a vízvonal-alapú indikátorral végzett számítások során kiderült, hogy a víz, mint alapanyag, jelentős hatással van a körforgás értékének meghatározására. A hagyományos körforgásos mutatók nem vették figyelembe a víz szerepét, így az élelmiszeripar esetében torz eredményeket adtak. Ennek kiküszöbölésére módosításokat vezettem be, hogy a víz szerepének számszerűsítésével a körforgás értékelése pontosabbá váljon. A kutatás eredményeim azt mutatták, hogy az élelmiszeripari vízkörforgás kialakítása komplex feladat, amely nemcsak technológiai, hanem gazdasági és környezetvédelmi szempontokat is figyelembe kell, hogy vegyen. Az alkalmazott módszertanok segítségével mélyebb betekintést nyertem baromfifeldolgozás fenntarthatóság és körforgás felé történő elmozdulásának kihívásaiba, és meghatároztam azokat a kulcsterületeket, ahol további fejlesztések szükségesek.

A települési szennyvíztisztító telepek vizsgálata során arra összpontosítottam, hogy a technológiai fejlesztések hogyan járulnak hozzá a vízkörforgás fenntarthatóságához és az energiasemlegességi célok eléréséhez. Az elemzések kimutatták, hogy hosszú távon a biogáztermelés és -felhasználás optimalizálása révén csökkenthető a fosszilis energiaforrásoktól való függőség, miközben a szennyvíztisztítás hatékonysága is tovább növelhető. Eredményeim alapján a vizsgált telep képes lenne nagyobb mennyiségű biogázt előállítani, ha kialakítanának egy megfelelő tárolórendszert és az iszapkezelési folyamatok szabályozását továbbfejlesztnék. A napenergia felhasználás és a biogáz kihozatal növelése együttesen hozzájárulhat az üzemeltetés fenntarthatóságához. Az új jogszabályi környezetnek való megfelelés következtében a kvaterner tisztítási technológiák bevezetése, amely elengedhetetlen lesz a jövőben a mikroszennyezők eltávolítása és a víz újrahasználat fokozása érdekében, további kihívásokat jelenthet az energiafogyasztás és a vegyszerhasználat növekedése miatt.

Kutatásom egyik fontos megállapítása, hogy a körforgásos gazdasági mutatók önmagukban nem nyújtanak elegendő információt a döntéshozatalhoz. Az életciklus-elemzések rámutattak arra, hogy a víz újrahasznosítása számos esetben csökkentheti a környezeti terhelést, de egyes technológiai megoldások bevezetése kompromisszumokat igényel. Az iparágak közötti tapasztalatcsere segíthet leküzdeni a legkritikusabb környezeti hatásokat, például az ipari szennyezés kibocsátás csökkenthető a települési szennyvíztisztítási technológiák fejlesztései alapján. Eredményeim alapján kiderült, hogy egy-egy mutató javítása önmagában nem járul hozzá a fenntartható megoldás kiválasztásához, ha az növekvő energiafogyasztással vagy más negatív környezeti hatással jár. Ezért a vízkörforgás értékelésekor komplex megközelítésre van szükség, amely figyelembe veszi az erőforrás-hatékonyságot, a víz- és energiafelhasználást, valamint a hosszú távú környezeti teljesítményt.

Összességében a kutatásom rávilágított arra, hogy a szennyvíztisztítási technológiák fejlesztése és a körforgásos gazdaság elveinek integrálása jelentős lehetőségeket rejt magában mind az ipari, mind a települési szennyvíztisztítás területén. Az eredmények alapján javasoltam olyan módszertani módosításokat, amelyek hozzájárulnak a víz-újrahasznosítás hatékonyabb integrálásához a körforgásos gazdaságba és ezáltal a fenntarthatóbb vízhasználathoz. A kutatás gyakorlati jelentősége abban rejlik, hogy segíthet az ipari szereplők és a döntéshozók számára a környezetbarát körforgásos megoldások bevezetésében, miközben a hosszú távon támogatja fenntarthatósági célok elérését.

6. Új tudományos eredmények

I. Tézis

Megállapítottam, hogy a nagy vízfogyasztású technológiák esetében körforgásos jellege a víz mint anyagáram figyelembevétele nélkül nem határozható meg, ezért módszertani módosításokra van szükség. Az általam javasolt megközelítés lehetővé teszi a vízkörforgás számszerűsítését, és hozzájárul a víz- és anyagtakarékosabb terméktervezéshez.

I.1. Igazoltam, hogy a CEIP számítási módszer fogyasztási termékek esetében alábecsüli a körforgás mértékét. A „Kereskedelem”, „Használat közben” és „Használat után” életszakaszok esetében nem kapnak pontot, ami rontja a körforgás értékét. A mutató figyelembe veszi azokat a területeket is, melyek anyagáramok leírásával nem fedhetők le, például a termék design és javuló alapanyag-termék-hulladék arányokat.

I.2. A vizet, mint alapanyagot, integráltam a CEIP számításba. A vízáramokra vonatkozó kérdések bevezetésével lineáris érték 0,171-ről (2018) 0,212-re nőtt. Vízfelhasználás csökkentése, víz visszaforgatása és újrahasznosított csomagolóanyagok alkalmazása a körforgási értékét 0,392-re képes növelni.

I.3. Igazoltam, hogy az MCI módszer érzékelteti a fogyasztási termékek lineáris és körforgásos állapot közötti átmenetét. A módszertan alkalmas a fogyasztási termékek teljesítményének időbeli változásának elemzésére, miközben figyelembe veszi a visszaforgatási útvonalakat és a termék élettartamát a konkurens ipari szereplőkkel szemben.

I.4. A vizet, mint alapanyagot, integráltam az MCI számításba. 2018-as évet tekintve a víz figyelembevételével az MCI értéke 0,493-ról 0,485-re csökkent. A veszteségek figyelembevételével a 0,567-ről 0,171-re romlott, melyek minimalizálásával 0,848-as körforgásos érték is elérhető.

Kapcsolódó publikációk: 3

II. Tézis

Bizonyítottam, hogy az általam javasolt módosításokkal a hagyományosan lineáris jellegű vízlábnyom (WF) számítás alkalmassá válik a vízkörforgás mérésére. Az így módosított számítás figyelembe veszi a baromfifeldolgozási termék életciklusa során beépülő vízmennyiségeket, valamint a visszaforgatás révén újrahasznosított vízáramokat is.

II.1. Megerősítettem a baromfifeldolgozás lineáris jellegét a vízlábnyom számítás segítségével. 1 kg baromfi termék előállításához 3,99 m³ (2018) és 4,24 m³ (2019) víz szükséges, melynek 99 %-át a brojler nevelés adja. A maradék 1 %-ban az alapanyagok, a technológiai vízfelhasználás, szállítás, valamint és az energiafelhasználás jelenik meg.

II.2. Módosítottam a mutatót a vízkörforgás mérésére, két visszaforgatási célt alkalmazva: technológiai és öntözési célú újrahasznosítás. A megtakarítás nem jelenik meg a teljes vízlábnyomban, mivel a brojler nevelés során felhasznált víz nem visszaforgatható, melynek vízigénye a termékminőségromlás elkerülése nélkül nem csökkenthető.

II.3. Megállapítottam, hogy a módosítás vízlábnyom mutató esetében a termékminőséget nem befolyásoló anyagáramokra szükséges fókuszálni. A technológiai visszaforgatás 29,28 %-os (2018) és 33 %-os (2019) megtakarítást eredményez, míg az öntözési célú újrahasználattal 15,79 %-os és 17,8 %-os csökkenés érhető el.

Kapcsolódó publikációk: 3

III. Tézis

Megállapítottam, hogy **a módosított szakirodalmi mutatókkal kiegészített, párhuzamosan alkalmazott életcikluselemzés képes átfogó képet mutatni a vízkörforgás mértékéről és annak környezeti hatásairól.** Együttes alkalmazásukkal igazoltam, hogy **a baromfifeldolgozó üzem víz javasolt újrahasználati módszerei növelik a környezeti terheket, és összességében nem támogatják a körforgás értékének javulását.**

III.1. Igazoltam, hogy a romló minőség növeli a környezeti hatásokat, miközben a körforgás értéke romlik. A flotálási alapeset emberi egészségre gyakorolt hatása 98,17 DALY-ról (2018) 105,66 DALY-ra (2019) nőtt, miközben az MCI értéke 0,485-ről 0,476-ra csökkent a víz figyelembevételével.

III.2. Igazoltam, hogy a saját szennyvíztisztító alkalmazása csökkenti a környezeti hatásokat, mely a fémkimerülés esetében 30,66 %-os megtakarítást eredményezett. Az átállás következtében az emberi egészségre gyakorolt hatás 98,17 DALY-ról 97,85 DALY-ra csökkent a 2018-as év esetében.

III.3. Igazoltam, hogy az energiafelhasználás és a biológiai folyamatok hatása jelentős, melyet a körforgásos gazdasági mutatók elhanyagolnak. Az energia a végponti hatásokat határozza meg: emberi egészséget 19,36 %-ban, természetes környezetet 8,96 %-ban, erőforráshiányt 98,25 %-ban. A biológiai vonal is megjelenik, amennyiben az anyagáram típusaként a „természetbe jutó anyag” van megjelölve.

Kapcsolódó publikációk: 2, 3

IV. Tézis

Megállapítottam, hogy a kommunális szennyvíztisztítás technológiai fejlesztései hosszútávon hozzájárulnak a fenntartható vízvédelemhez, annak ellenére, hogy az általam vizsgált átalakítások rövid távon növelhetik a környezetre gyakorolt terhet. A vizsgált fejlesztések eredményei hozzájárulhatnak az ipari környezetben alkalmazott szennyvíztisztítási technológiák környezetkímélő modernizálásához.

IV.1. Igazoltam, hogy **a biogáz felhasználás optimalizálásával közelebb kerülhet a telep az energiasemlegességi célok eléréséhez**, mivel $1,35 \text{ kWh/m}^3$ -ről $1,98 \text{ kWh/m}^3$ -re tudták növelni a kihozataalt, mely tovább növelhető a rothasztóba betáplált homogén iszapkeverék optimalizálásával. A cél elérését gátolja a fáklyázás bevezetése, mely még a visszaszorítása mellett is 7 hatásértéket (FD, FC, FE_c, HTP_c, IR, LU, TA) befolyásolt.

IV.2. Igazoltam, hogy **a vegyszerfelhasználás csökkentése hatékonyan járul hozzá a környezeti hatások csökkentéséhez**. A levegőztetési igény változását követve, az energiával érintett hatások (CC, FPMF, PhOF_e, PhOF_{hh}, OD, TE_c) kezdetben 23 %-os növekedtek, majd 12,91 %-os csökkentek, továbbá az iszapvonalon a vegyszerfelhasználás 26,20 %-os visszaszorítását eredményezte.

IV.3. Igazoltam, hogy **a napelem használatának növelése nem biztosítja az energia semlegességi cél elérését a szennyvíztisztító számára**. Az 1 m^3 tisztított vízre vetített megtermelt energia a napelemek esetében 0,06 kWh volt, mely jelentősen elmarad a biogázból előállított 0,42 kWh-tól. A napenergia-termelés szezonális ingadozása miatt pótlólagos energia szükséges, miközben napelempark a földhasználat mértékét 2,6-szorosára növelte. A vásárolt villamosenergia a meglévő napelempark kapacitásának 5,17-szerese, így annak kizárólag napenergiával való kiváltása területhiány miatt nem valósítható meg.

IV.4. Igazoltam, hogy **optimalizált szennyvízszabályozás növeli a tisztítási hatékonyságot, melynek a környezeti hatások oldaláról ára van**. Az ideális tápanyagaránynak (100:10,07:1,08) köszönhetően 96,33 %-os foszforeltávolítás sikerült elérni. Az iszapszaporulat miatt megnövekedett vegyszerigény a fémkimerülésnél mutatkozott meg, mely $6,54 \cdot 10^{-1} \text{ kg Cu eq.}$ -ről $8,10 \cdot 10^{-1} \text{ kg Cu eq.}$ -re emelkedett.

Kapcsolódó publikációk: 1

V. Tézis

Megállapítottam, hogy a negyedik fokozatú kezelés bevezetése – különösen az energiaigényes technológiák esetében – tovább növeli a környezeti terheket, amely nem támogatja a tisztított víz újrahasználatát. Ugyanakkor bizonyítottam, hogy megfelelő technológiaválasztással, például a szekvenciális H₂O₂ kezeléssel, ezek a hatások jelentősen mérsékelhetők, így az újrahasználat megvalósítható. Mindez összhangban áll a szakpolitikai és szabályozási irányokkal, amelyek a szennyvíztisztító telepeket a városi és ipari vízkörforgás kulcsszereplőiként határozzák meg.

V.1. Igazoltam, hogy **az ózonos kvaterner kezeléshez kapcsolódó magasabb energiafelhasználás változó mértékben rontotta a kapcsolódó környezeti hatásokat.** 6 hatásnál (CC, FPMF, LU, PhOF_e, PhOF_{hh} és OD) kiemelkedő befolyást mutatott, és 11 hatásnál a legkedvezőtlenebb értéket hozta az összes forgatókönyv közül. A legnagyobb negatív következmény a korábbi fejlesztésekkel elért édesvízi eutrofizációs előnyök elvesztése (0,48 kg P eq./FU) volt.

V.2. Igazoltam, hogy **a szekvenciális H₂O₂ kvaterner kezelés jó alternatíva a tisztított víz újrahasználatára.** Kedvezőbb környezeti hatása részben az alacsonyabb energiafelhasználásnak köszönhető, mivel a technológia megújuló energia közvetlen felhasználására támaszkodik. A 0 és 1 közötti értékre normalizált hatásértékek esetében megelőzi az intenzív fáklyázást (7.) és az ózonos kezelést (8.), ami a szekvenciális H₂O₂ kezelés relatív előnyét mutatja és igazolja alkalmasságát a tisztított víz újrahasznosítására.

Kapcsolódó publikációk: 1

7. Thesis

I. Thesis

I have established that **for technologies with high water consumption, the circularity of water as a material flow cannot be determined without taking its flow into account. Therefore, methodological adjustments are necessary. The approach I propose enables the quantification of the water cycle** and contributes to more water- and material-efficient product design.

I.1. I have demonstrated that **the CEIP calculation method underestimates the degree of circularity for consumer products.** The "Commercialisation", "In Use" and "End of Use" life cycle stages do not receive any points, which lowers the value of circularity. However, the indicator does consider areas that cannot be described purely through material flows, such as product design and improvements in the raw material–product–waste ratio.

I.2. **I have integrated water, as a raw material, into the CEIP calculation.** By introducing questions regarding water flows, the linear value increased from 0.171 (2018) to 0.212. Reducing water consumption, reusing water, and using recycled packaging materials can increase the circularity value up to 0.392.

I.3. I have demonstrated that **the MCI method captures the transition between linear and circular states in consumer products.** The methodology is suitable for analyzing the performance of consumer products over time, while considering return loops and product lifespan compared to competing industrial players.

I.4. **I have integrated water, as a raw material, into the MCI calculation.** For the year 2018, considering water led to a decrease in the MCI value from 0.493 to 0.485. When including losses, the value dropped from 0.567 to 0.171. By minimizing these losses, a circularity value of 0.848 can be achieved.

Related publication: 3

II. Thesis

I have demonstrated that **with the modifications I propose, the traditionally linear Water Footprint (WF) calculation becomes suitable for measuring the water cycle.** The modified calculation accounts for the water volumes embedded during the life cycle of poultry processing products, as well as recycled water flows resulting from reuse.

II.1. **I confirmed the linear nature of poultry processing using the water footprint calculation.** Producing 1 kg of poultry product requires 3.99 m³ (2018) and 4.24 m³ (2019) of water, of which 99 % is attributed to broiler rearing. The remaining 1 % includes raw materials, technological water use, transportation, and energy consumption.

II.2. **I modified the indicator to measure the water cycle, applying two reuse targets: technological and irrigation reuse.** The savings are not reflected in the

total water footprint, since the water used during broiler rearing is not recyclable, and its water demand cannot be reduced without compromising product quality.

II.3. I concluded that **in the case of the modified water footprint indicator, the focus should be on material flows that do not affect product quality.** Technological reuse resulted in a 29.28 % (2018) and 33 % (2019) reduction, while reuse for irrigation purposes achieved a 15.79 % and 17.8 % decrease, respectively.

Related publication: 3

III. Thesis

I have established that **life cycle assessment, when supplemented with modified literature-based indicators and applied in parallel, can provide a comprehensive view of the extent of water circularity and its environmental impacts.** Through their combined application, I demonstrated that **the proposed water reuse methods in a poultry processing plant increase environmental burdens and, overall, do not support the improvement of circularity values.**

III.1. I demonstrated that **declining quality increases environmental impacts while circularity decreases.** The human health impact of the default flotation scenario rose from 98.17 DALY (2018) to 105.66 DALY (2019), while the MCI value decreased from 0.485 to 0.476 when water was considered.

III.2. I demonstrated that **the use of wastewater treatment facility reduces environmental impacts,** resulting in a 30.66 % saving in metal depletion. As a result of this transition, the human health impact decreased from 98.17 DALY to 97.85 DALY in 2018.

III.3. I demonstrated that **energy consumption and the effects of biological processes are significant factors that circular economy indicators tend to neglect.** Energy determines endpoint impacts: 19.36 % for human health, 8.96 % for natural environment, and 98.25 % for resource scarcity. The biological dimension is also relevant when the type of material flow is marked as “material entering nature”.

Related publications: 2, 3

IV. Thesis

I have established that **technological developments in municipal wastewater treatment contribute to sustainable water protection in the long term, even though the transformations I examined may increase environmental burdens in the short term.** The results of the analysed developments can support the environmentally friendly modernization of wastewater treatment technologies applied in industrial settings.

IV.1. I demonstrated that **optimizing biogas utilization can bring the plant closer to achieving energy neutrality,** as the yield was increased from 1.35 kWh/m³ to 1.98 kWh/m³, which can be further improved by optimizing the homogeneous sludge fed into the digester. However, the implementation of flaring hinders achieving this

goal, as it affected seven impact categories (FD, FC, FE_c, HTP_c, IR, LU, TA), even when significantly reduced.

IV.2. I demonstrated that **reducing chemical use effectively contributes to lowering environmental impacts**. Following changes in aeration demand, energy-related impacts (CC, FPMF, PhOF_e, PhOF_{hh}, OD, TE_c) initially increased by 23 %, then decreased by 12.91 %. Additionally, chemical use in the sludge line was reduced by 26.20 %.

IV.3. I demonstrated that **increasing the use of solar panels does not guarantee the achievement of energy neutrality for the wastewater treatment plant**. The energy produced per 1 m³ treated water was only 0.06 kWh from solar panels, significantly less than the 0.42 kWh from biogas. Due to seasonal fluctuations in solar energy production, additional energy input is needed, while the solar park increased land use by a factor of 2.6. Purchased electricity was 5.17 times the capacity of the existing solar system, meaning complete replacement with solar energy is not feasible due to land limitations.

IV.4. I demonstrated that **optimized wastewater regulation increases treatment efficiency, but it comes with environmental costs**. Thanks to the ideal nutrient ratio (100:10.07:1.08), 96.33 % phosphorus removal was achieved. However, due to increased sludge production, the chemical demand rose, which was reflected in metal depletion, increasing from $6.54 \cdot 10^{-1}$ kg Cu eq. to $8.10 \cdot 10^{-1}$ kg Cu eq.

Related publication: 1

V. Thesis

I have determined that **the implementation of quaternary treatment** – especially in the case of energy-intensive technologies – **further increases environmental burdens, which does not support the reuse of treated water**. However, I have also demonstrated that **with appropriate technology selection**, such as sequential H₂O₂ treatment, **these impacts can be significantly mitigated, making reuse feasible**. This aligns with policy and regulatory directions that define wastewater treatment plants as key actors in urban and industrial water cycles.

V.1. I demonstrated that **the increased energy consumption associated with ozonation-based quaternary treatment negatively affected environmental impacts to varying degrees**. It showed significant influence across six impact categories (CC, FPMF, LU, PhOF_e, PhOF_{hh}, and OD) and yielded the worst values in 11 impact categories among all scenarios. The most significant drawback was the loss of freshwater eutrophication benefits (0.48 kg P eq./FU) previously achieved through earlier developments.

V.2. I demonstrated that **sequential H₂O₂ quaternary treatment is a viable alternative for treated water reuse**. Its more favourable environmental impact is partly due to lower energy consumption, as the technology relies directly on renewable energy. When normalized between 0 and 1, the impact values outperform

both intensive flaring (7.) and ozonation (8.), highlighting the relative advantages of sequential H₂O₂ treatment and supporting its suitability for treated water reuse.

Related publication: 1

8. Irodalomjegyzék

- [1] M. Lieder and A. Rashid, "Towards circular economy implementation: a comprehensive review in context of manufacturing industry," *Journal of Cleaner Production*, vol. 115, pp. 36-51, 2016.
- [2] I. S. Jawahir and R. Bradley, "Technological Elements of Circular Economy and the Principles of 6R-Based Closed-loop Material Flow in Sustainable Manufacturing," *Procedia CIRP*, vol. 40, pp. 103-108, 2016.
- [3] T. E. Jones, "Current prospects of sustainable economic growth," in *Studies on the Conceptual Foundations, The Original Background Papers for Goals for Mankind*, Pergamon, 1977, pp. 117-179.
- [4] *Circular Economy Promotion Law*, 2008.
- [5] Európai Bizottság, "Closing the Loop - an EU Action Plan for the Circular Economy," 2015. [Online]. Available: <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52015DC0614>.
- [6] Circle Economy, "The CIRCULARITY GAP report - An analysis of the circular state of the global economy," 2018. [Online]. Available: https://bfc732f7-80e9-4ba1-b429-7f76cf51627b.filesusr.com/ugd/ad6e59_c497492e589c4307987017f04d7af864.pdf.
- [7] Circle Economy, *The CIRCULARITY GAP Report - an Analysis of the Circular State of the Global Economy*, 2024.
- [8] Circle Economy, "The CIRCULARITY GAP report - An analysis of the circular state of the global economy," 2021. [Online]. Available: <https://www.circularity-gap.world/2021>.
- [9] A. B. L. d. S. Jabbour, C. J. C. Jabbour, C. Foropon és M. Godinho Filho, "When titans meet – Can industry 4.0 revolutionise the environmentally-sustainable manufacturing wave? The role of critical success factors," *Technological Forecasting and Social Change*, %1. kötet132, pp. 18-25, 2018.
- [10] M.-L. Tseng, R. R. Tan, A. S. F. Chiu, C.-F. Chien and T. C. Kuo, "Circular economy meets industry 4.0: Can big data drive industrial symbiosis?," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 131, pp. 146-147, 2018.
- [11] M.-L. Tseng, A. S. F. Chiu, C.-F. Chien and R. R. Tan, "Pathways and barriers to circularity in food systems," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 143, pp. 236-237, 2019.
- [12] E. Manavalana and K. Jayakrishna, "An Analysis on Sustainable Supply Chain for Circular Economy," *Procedia Manufacturing*, vol. 33, pp. 477-484, 2019.
- [13] United Nations, "Sustainable Development Goals," 2015. [Online]. Available: <https://sdgs.un.org/goals>.
- [14] R. Santagata, M. Ripa, A. Genovese és S. Ulgiati, "Food waste recovery pathways: Challenges and opportunities for an emerging bio-based circular economy. A systematic review and an assessment," *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet286, p. 125490, 2021.

- [15] M. R. Johansen, T. B. Christensen, T. M. Ramos and K. Syberg, “A review of the plastic value chain from a circular economy perspective,” *Journal of Environmental Management*, vol. 302 (A), p. 113975, 2022.
- [16] F. Martins és H. Castro, „Significance ranking method applied to some EU critical raw materials in a circular economy – priorities for achieving sustainability,” *Procedia CIRP*, %1. kötet84, pp. 1059-1062, 2019.
- [17] L. A. López Ruiz, X. Roca Ramón and S. Gassó Domingo, “The circular economy in the construction and demolition waste sector – A review and an integrative model approach,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 248, p. 119238, 2020.
- [18] J. Sherwood, “The significance of biomass in a circular economy,” *Bioresource Technology*, vol. 300, p. 122755, 2020.
- [19] F. G. Santeramo, „Circular and green economy: the state-of-the-art,” *Heliyon*, %1. kötet8 (4), p. e09297, 2022.
- [20] C. Chauhan, V. Parida és A. Dhir, „Linking circular economy and digitalisation technologies: A systematic literature review of past achievements and future promises,” *Technological Forecasting & Social Change*, %1. kötet177, p. 121508, 2022.
- [21] J. Kirchherr, L. Piscicelli, R. Bour, E. Kostense-Smit, J. Muller, A. Huibrechtse-Truijens and M. Hekkert, “Barriers to the Circular Economy: Evidence From the European Union (EU),” *Ecological Economics*, vol. 150, pp. 264-272, 2018.
- [22] H. Corvellec, A. F. Stowell és N. Johansson, „Critiques of the circular economy,” *Journal of Industrial Ecology*, %1. kötet26, pp. 421-432, 2022.
- [23] E. Guldmann and R. D. Huulgaard, “Barriers to circular business model innovation: A multiple-case study,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 243, 2020.
- [24] J. P. Werning and S. Spinler, “Transition to circular economy on firm level: Barrier identification and prioritization along the value chain,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 245, 2020.
- [25] H. H. E. Van Zanten, M. K. Van Ittersum and I. J. M. De Boer, “The role of farm animals in a circular food system,” *Global Food Security*, vol. 21, pp. 18-22, 2019.
- [26] S. Ardra és M. K. Barua, „Inclusion of circular economy practices in the food supply chain: challenges and possibilities for reducing food wastage in emerging economies like India,” *Environment, Development and Sustainability*, pp. 1-34, 2022.
- [27] Y.-n. Xue, W.-x. Luan, H. Wang and Y.-j. Yang, “Environmental and economic benefits of carbon emission reduction in animal husbandry via the circular economy: Case study of pig farming in Liaoning, China,” *Journal of Cleaner Production*, vol. 238, 2019.
- [28] T. A. Toop, S. Ward, T. Oldfield, M. Hull, M. E. Kirby and M. K. Theodorou, “AgroCycle – developing a circular economy in agriculture,” *Energy Procedia*, vol. 123, pp. 76-80, 2017.
- [29] 45/2012. (V. 8.) VM rendelet a nem emberi fogyasztásra szánt állati eredetű melléktermékekre vonatkozó állategészségügyi szabályok megállapításáról, 2012.
- [30] L. W. Mays, *Water Resources Sustainability*, McGraw-Hill Education, 2007.

- [31] T. Manios, E. Gaki, S. Banou, A. Klimathianou, N. Abramakis and N. Sakkas, "Closed wastewater cycle in a meat producing and processing industry," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 38(4), pp. 335-345, 2003.
- [32] V. Mavrov and E. Bélières, "Reduction of water consumption and wastewater quantities in the food industry by water recycling using membrane processes," *Desalination*, no. 131(1-3), pp. 75-86, 2000.
- [33] M. Malmali, J. Askegaard, K. Sardari, S. Eswaranandam, A. Sengupta és S. R. Wickramasinghe, „Evaluation of ultrafiltration membranes for treating poultry processing wastewater,” *Journal of Water Process Engineering*, %1. kötet22, pp. 218-226, 2018.
- [34] J. D. Mannapperuma és M. R. Santos, „Reconditioning of poultry chiller overflow by ultrafiltration,” *Journal of Food Process Engineering*, %1. kötet27, pp. 497-516, 2004.
- [35] J. Fito és S. W. H. Van Hulle, „Wastewater reclamation and reuse potentials in agriculture: towards environmental sustainability,” *Environment, Development and Sustainability*, %1. kötet23, pp. 2949-2972, 2021.
- [36] G. Moraga, S. Huysveld, F. Mathieux, G. A. Blengini, L. Alaerts, K. Van Acker, S. de Meester and J. Dewulf, "Circular economy indicators: What do they measure?," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 146, pp. 452-461, 2019.
- [37] M. Saidani, B. Yannou, Y. Leroy, F. Cluzel and A. Kendall, "A taxonomy of circular economy indicators," *Journal of Cleaner Production*, vol. 207, pp. 542-559, 2019.
- [38] P. V. dos Santos Gonçalves és L. Campos, „A systemic review for measuring circular economy with multi-criteria methods,” *Environmental Science and Pollution Research*, pp. 1-15, 2022.
- [39] H. S. Kristensen és M. A. Mosgaard, „A review of micro level indicators for a circular economy – moving away from the three dimensions of sustainability?,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet243, 2020.
- [40] C. T. de Oliveira, T. E. T. Dantas and S. R. Soares, "Nano and micro level circular economy indicators: Assisting decision-makers in circularity assessments," *Sustainable Production and Consumption*, vol. 26, pp. 455-468, 2021.
- [41] S. Cayzer, P. Griffiths and V. Beghetto, "Design of indicators for measuring product performance in the circular economy," *International Journal of Sustainable Engineering*, vol. 10, pp. 289-298, 2017.
- [42] J. Evans és N. Bocken, „Circular Economy Toolkit,” 2017. [Online]. Available: <https://circulareconomytoolkit.org/Assessmenttool.html>.
- [43] M. Linder, S. Sarasini és P. van Loon, „A Metric for Quantifying Product-Level Circularity,” *Journal of Industrial Ecology*, %1. kötet21, pp. 545-558, 2017.
- [44] ResCoM, „Circularity Calculator,” 2017. [Online]. Available: <http://circularitycalculator.com/>.
- [45] M. Saidani, B. Yannou, Y. Leroy and F. Cluzel, "Hybrid top-down and bottom-up framework to measure products' circularity performance," International Conference on Engineering Design (ICED), 2017.

- [46] B. Kayal, D. Abu-Ghunmi, L. Abu-Ghunmi, A. Archenti, M. Nicolescu, C. Larkin and S. Corbet, "An economic index for measuring firm's circularity: The case of water," *Journal of Behavioral and Experimental Finance*, vol. 21, pp. 123-129, 2019.
- [47] J. M. Cullen, "Circular Economy: Theoretical Benchmark or Perpetual Motion Machine?," *Journal of Industrial Economy*, vol. 21(3), 2017.
- [48] F. Di Maio és P. C. Rem, „A Robust Indicator for Promoting Circular Economy through Recycling,” *Journal of Environmental Protection*, %1. kötet6(10), 2015.
- [49] S. Huymans, J. De Schaepmeester, K. Ragaert, J. Dewulf and S. De Meester, "Performance indicators for a circular economy: a case study on post-industrial plastic waste," *Resources, Conservation and Recycling*, vol. 120, pp. 46-54, 2017.
- [50] A. Pires és G. Martinho, „Waste hierarchy index for circular economy in waste management,” *Waste Management*, %1. kötet95, pp. 298-305, 2019.
- [51] Ellen MacArthur Foundation and Granta Design, "An approach to measuring circularity, Project Overview," 2015. [Online]. Available: https://www.ellenmacarthurfoundation.org/assets/downloads/insight/Circularity-Indicators_Project-Overview_May2015.pdf.
- [52] E. Bracquené, W. Dewulf and J. R. Duflou, "Measuring the performance of more circular complex product supply chains," *Resources, Conservation & Recycling*, vol. 154, p. 104608, 2020.
- [53] A. Y. Hoekstra, A. K. Chapagain, M. M. Aldaya és M. M. Mekonnen, „The Water Footprint Assessment Manual - Setting the Global Standard,” 2011. [Online]. Available: https://waterfootprint.org/media/downloads/TheWaterFootprintAssessmentManual_2.pdf.
- [54] X. Hongyang, C. Pedret, I. Santin and R. Vilanova, "Decentralized Model Predictive Control for N and P removal in wastewater treatment plants," in *2018 22nd International Conference on System Theory, Control and Computing (ICSTCC)*, 2014, pp. 224-230.
- [55] A. Kounina, M. Margni, J.-B. Bayart, A.-M. Boulay, M. Berger, C. Bulle, R. Frischknecht, A. Koehler, L. M. I. Canals, M. Motoshita, M. Núñez, G. Peters, S. Pfister, B. Ridoutt, R. van Zelm, F. Verones és S. Humbert, „Review of methods addressing freshwater use in life cycle inventory and impact assessment,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, %1. kötet18, pp. 707-721, 2013.
- [56] A.-M. Boulay, A. Y. Hoekstra és S. Vionnet, „Complementarities of water-focused life cycle assessment and water footprint assessment,” *Environmental Science & Technologie*, %1. kötet47 (21), p. 11926, 2013.
- [57] E. Glogic, G. Sonnemann és S. B. Young, „Environmental trade-offs of downcycling in circular economy: combining life cycle assessment and material circularity indicator to inform circularity strategies for alkaline batteries,” *Sustainability*, %1. kötet13, p. 1040, 2021.
- [58] L. Rocchi, L. Paolotti, C. Cortina, F. F. Fagioli és A. Boggia, „Measuring circularity: an application of modified Material Circularity Indicator to agricultural systems,” *Agricultural and Food Economics*, %1. kötet9, p. 9, 2021.

- [59] M. Ruffi-Salís, A. Petit-Boix, G. Villalba és S. Leipold, „Combining LCA and circularity assessments in complex production systems: the case of urban agriculture,” *Resources, Conservation and Recycling*, %1. kötet166, p. 105359, 2021.
- [60] M. Saidani, F. Cluzel, Y. Leroy és B. Yannou, „Testing the robustness of circularity indicators: empirical insights from workshops on an industrial product,” 2019.
- [61] J. Brändström és M. Saidani, „Comparison between circularity metrics and LCA: A case study on circular economy strategies,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet371, p. 133537, 2022.
- [62] S. Walker, N. Coleman, P. Hodgson, N. Collins és L. Brimacombe, „Evaluating the Environmental Dimension of Material Efficiency Strategies Relating to the Circular Economy,” *Sustainability*, %1. kötet10 (3), p. 666, 2018.
- [63] M. Saidani, B. Yannou, Y. Leroy és F. Cluzel, „How to Assess Product Performance in the Circular Economy? Proposed Requirements for the Design of a Circularity Measurement Framework,” *Recycling*, %1. kötet2 (1), p. 6, 2017.
- [64] M. Niero és P. P. Kalbar, „Coupling material circularity indicators and life cycle based indicators: a proposal to advance the assessment of circular economy strategies at the product level,” *Resources, Conservation & Recycling*, %1. kötet110, pp. 305-312, 2019.
- [65] K. Vadoudi, P. Deckers, C. Demuytere, H. Askanian és V. Verney, „Comparing a material circularity indicator to life cycle assessment: the case of a three-layer plastic packaging,” *Sustainable Production and Consumption*, %1. kötet33, pp. 820-930, 2022.
- [66] G. Lonca, R. Muggeo, H. Imbeault-Tetreault, . S. Bernard és M. Margni, „Does material circularity rhyme with environmental efficiency? Case studies on used tires,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet183, pp. 424-435, 2018.
- [67] B. Corona, R. Hoefnagels, I. Vural Gürsel, C. Moretti, M. van Veen és M. Junginger, „Metrics for minimising environmental impacts while maximising circularity in biobased products: the case of lignin-based asphalt,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet379, p. 134829, 2022.
- [68] P. Antwi-Afari, S. T. Ng és J. Chen, „Developing an integrative method and design guidelines for achieving systemic circularity in the construction industry,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet354, p. 131752, 2022.
- [69] P. Antwi-Afari, S. T. Ng, J. Chen és X. M. Zheng, „Determining the impacts and recovery potentials of a modular designed residential building using the novel LCA-C2C–PBSCI method,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet378, p. 134575, 2022.
- [70] N. S. Kakwani és P. P. Kalbar, „Measuring urban water circularity: development and implementation of a water circularity indicator,” *Sustainable Production and Consumption*, %1. kötet31, pp. 723-735, 2022.
- [71] W. Gerbens-Leenes, M. Berger és J. A. Allan, „Water footprint and life cycle assessment: the complementary strengths of analyzing global freshwater appropriation and resulting local impacts,” *Water*, %1. kötet13, p. 803, 2021.
- [72] J. G. Penalver, M. M. Aldaya, A. M. Muez, A. Martín-Guindal és M. J. Beriain, „Carbon and water footprints of the revalorisation of glucosinolates from broccoli by-products:

- Case study from Spain,” *Food and Bioproducts Processing*, %1. kötet151, pp. 211-221., 2025.
- [73] M. Amador-Cervera, S. Scherhauser, S. Gollnow és A. Alonso-Vicario, „Carbon and water footprint of food loss and waste prevention actions: Cradle-to-grave life cycle assessment of a prepared salad,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet501, p. 145331, 2025.
- [74] X. Li, Q. Jia, Y. Gu, G. Bulitia, J. N. Tinega és F. Li, „Reduction of carbon and water footprints in wet coffee processing and optimization of wastewater treatment at the wet mill factory,” *Cleaner Engineering and Technology*, %1. kötet26, p. 100967, 2025.
- [75] K. Christiansen, *Simplifying LCA: Just a Cut?*, SETAC-EUrope, 1997.
- [76] International Organization for Standardization, „Environmental management — Life cycle assessment — Principles and framework (ISO Standard No. 14040:2006),” 2006.
- [77] International Organization for Standardization, „Environmental management — Life cycle assessment — Requirements and guidelines (ISO Standard No. 14044:2006),” 2006.
- [78] G. Maniakova, K. Kowalska, S. Murgolo, G. Mascolo, G. Libralato, G. Lofrano, O. Sacco, M. Guida és L. Rizzo, „Comparison between heterogeneous and homogeneous solar driven advanced oxidation processes for urban wastewater treatment: Pharmaceuticals removal and toxicity,” *Separation and Purification Technology*, %1. kötet236, p. 116249, 2020.
- [79] E. Mousset, W. H. Loh, W. S. Lim, L. Jarry, Z. Wang és O. Lefebvre, „Cost comparison of advanced oxidation processes for wastewater treatment using accumulated oxygen-equivalent criteria,” *Ater Research*, %1. kötet200, p. 117234, 2021.
- [80] A. H. Sabeen, Z. Z. Noor, N. Ngadi, S. Almuraisy és A. B. Raheem, „Quantification of environmental impacts of domestic wastewater treatment using life cycle assessment: A review,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet190, pp. 221-233, 2018.
- [81] A. Michelle és L. Liyanage, „Water Isn’t Everywhere - The case for embracing water re-use in Canada,” *Water Canada*, %1. kötet22 (5), pp. 11-13, 2022.
- [82] L. de Vos, H. Biemans, J. C. Doelman, E. Stehfest és D. P. van Vuuren, „Trade-offs between water needs for food, utilities, and the environment—a nexus quantification at different scales,” *Environmental Research Letters*, %1. kötet16 (11), p. 115003, 2021.
- [83] M. Zucchini, F. Sporchia, M. Piva, M. Thomsen, L. Lamastra és D. Caro, „Effects of different danish food consumption patterns on water scarcity footprint,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet300, p. 113713, 2021.
- [84] D. Moore, V. Bach, M. Finkbeiner, T. Honkomp, H. Ahn, M. Sprenger, L. Froese és D. Gratzal, „Offsetting environmental impacts beyond climate change: the circular ecosystem compensation approach,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet329, p. 117068, 2023.
- [85] A. J. Nagle, G. Mullally, P. G. Leahy és N. P. Dunphy, „Life cycle assessment of the use of decommissioned wind blades in second life applications,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet302, p. 113994, 2022.

- [86] P. Samani, „Synergies and gaps between circularity assessment and life cycle assessment (LCA),” *Science of The Total Environment*, %1. kötet903, p. 166611, 2023.
- [87] B. Notarnicola, G. Tassielli, P. A. Renzulli, V. Castellani és S. Sala, „Environmental impacts of food consumption in Europe,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet140, p. 753e765, 2017.
- [88] G. Gržinić, A. Piotrowicz-Cieślak, A. Klimkowicz-Pawlas, R. L. Górny, A. Ławniczek-Wałczyk, L. Piechowicz, E. Olkowska, M. Potrykus, M. Tankiewicz, M. Krupka, G. Siebielec és L. Wolska, „Intensive poultry farming: a review of the impact on the environment and human health,” *Science of the Total Environment*, %1. kötet858, p. 160014, 2023.
- [89] B. J. Singh, A. Chakraborty és R. Sehgal, „A systematic review of industrial wastewater management: evaluating challenges and enablers,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet348, p. 119230, 2023.
- [90] L. Pintilie, C. M. Torres, C. Teodosiu és F. Castells, „Urban wastewater reclamation for industrial reuse: An LCA case study,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet139, pp. 1-14, 2016.
- [91] A. Panagopoulos és V. Giannika, „Decarbonized and circular brine management/valorization for water & valuable resource recovery via minimal/zero liquid discharge (MLD/ZLD) strategies,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet324, p. 116239, 2022.
- [92] M. Barbera és G. Gurnari, „Wastewater Treatment and Reuse in the Food Industry,” *Springer Cham*, 2018.
- [93] F. M. Müller, D. de Oliveira és C. Michels, „Current status, gaps and challenges of rendering industries wastewater,” *Journal of Water Process Engineering*, %1. kötet52, p. 103480, 2023.
- [94] S. Vaishnav, T. Saini, A. Chauhan, G. K. Gaur, R. Tiwari, T. Dutt és A. Tarafdar, „Livestock and poultry farm wastewater treatment and its valorization for generating value-added products: recent updates and way forward,” *Bioresource Technology*, %1. kötet382, p. 129170, 2023.
- [95] E. E. Ebah, I. A. Yange, I. R. Ohie és O. J. Inya, „Application of genetically modified organisms in waste management – a review,” *Stamford Journal of Microbiology*, %1. kötet12, pp. 15-20, 2022.
- [96] S. Ghalamara, E. R. Coscueta, S. Silva, C. Brazinha, C. D. Pereira és M. E. Pintado, „Integrated ultrafiltration, nanofiltration, and reverse osmosis pilot process to produce bioactive protein/peptide fractions from sardine cooking effluent,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet317, p. 115344, 2022.
- [97] B. Roman és R. A. Brennan, „Coupling ecological wastewater treatment with the production of livestock feed and irrigation water provides net benefits to human health and the environment: a life cycle assessment,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet288, p. 112361, 2021.

- [98] L. Corominas, D. M. Byrne, J. S. Guest, A. Hospido, P. Roux, A. Shaw és M. D. Short, „The application of life cycle assessment (LCA) to wastewater treatment: a best practice guide and critical review,” *Water Research*, %1. kötet184, p. 116058, 2020.
- [99] M. Costantini, V. Ferrante, M. Guarino és J. Bacenetti, „Environmental sustainability assessment of poultry productions through life cycle approaches: a critical review,” *Trends in Food Science & Technology*, %1. kötet110, pp. 201-212, 2021.
- [100] T. Kalhor, A. Rajabipour, A. Akram és M. Sharifi, „Environmental impact assessment of chicken meat production using life cycle assessment,” *Information processing in agriculture*, %1. kötet3, pp. 262-271, 2016.
- [101] N. É. Kiss, J. Tamás, A. Elbetagi és A. Nagy, „Life cycle assessment of the environmental impact of broiler chicken production,” *National Resources and Sustainable Development*, %1. kötetv, pp. 163-172, 2022.
- [102] K. Usva, S. Hietala, J. Nousiainen, V. Vorne, M.-L. Vieraankivi, M. Jallinoja és I. Leinonen, „Environmental life cycle assessment of finnish broiler chicken production – focus on climate change and water scarcity impacts,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet410, p. 137097, 2023.
- [103] W. Huijun, S. Wang, L. Gao, L. Zhang, Z. Yuan, T. Fan, K. Wei és L. Huang, „Nutrient-derived environmental impacts in chinese agriculture during 1978–2015,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet217, pp. 762-774, 2018.
- [104] A. Ogino, K. Oishi, A. Setoguchi és T. Osada, „Life cycle assessment of sustainable broiler production systems: effects of low-protein diet and litter incineration,” *Agriculture*, %1. kötet11, p. 921, 2021.
- [105] V. P. da Silva, H. M. van der Werf, S. R. Soares és M. S. Corson, „Environmental impacts of french and brazilian broiler chicken production scenarios: An LCA approach,” *Journal of environmental management*, %1. kötet133, pp. 222-231, 2014.
- [106] A. Vauterin, B. Steiner, J. Sillman és H. Kahiluoto, „The potential of insect protein to reduce food-based carbon footprints in europe: the case of broiler meat production,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet320, p. 128799, 2021.
- [107] B. Faramarzi, A. Motevali, S. J. Hashemi és A. Nabavi-Pelesaraei, „Evaluation of the environmental impact of industrial and traditional broiler chicken production by using life cycle assessment,” *Research on Animal Production*, %1. kötet10, p. 128799, 2019.
- [108] N. D. da Silva Lima, I. de Alencar Nääs, R. G. Garcia és D. J. de Moura, „Environmental impact of brazilian broiler production process: evaluation using life cycle assessment,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet237, p. 117752, 2019.
- [109] P. F. Mostert, A. P. Bos, J. van Harn és I. C. de Jong, „The impact of changing toward higher welfare broiler production systems on greenhouse gas emissions: a dutch case study using life cycle assessment,” *Poultry Science*, %1. kötet101, p. 102151, 2022.
- [110] T. Popova, „Effect of probiotics in poultry for improving meat quality,” *Current Opinion in Food Science*, %1. kötet14, pp. 72-77., 2017.
- [111] P. F. Mostert, A. P. Bos, J. van Harn, P. van Horne és I. C. de Jong, „Environmental Impacts of Broiler Production Systems in the Netherlands,” 2022.

- [112] R. Tongpool, N. Phanichavalit, C. Yuvaniyama és T. Mungcharoen, „Improvement of the environmental performance of broiler feeds: a study via life cycle assessment,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet35, pp. 16-24, 2012.
- [113] R. A. F. de Alvarenga, V. P. da Silva Júnior és S. R. Soares, „Comparison of the ecological footprint and a life cycle impact assessment method for a case study on brazilian broiler feed production,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet28, pp. 25-32, 2012.
- [114] J. J. López-Andrés, A. A. Aguilar-Lasserre, L. F. Morales-Mendoza, C. Azzaro-Pantel, J. R. Pérez-Gallardo és J. O. Rico-Contreras, „Environmental impact assessment of chicken meat production via an integrated methodology based on LCA, simulation and genetic algorithms,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet174, pp. 477-491, 2018.
- [115] R. Y. Avula, H. M. Nelson és R. K. Singh, „Recycling of poultry process wastewater by ultrafiltration,” *Innovative Food Science and Emerging Technologies*, %1. kötet10 (1), pp. 1-8, 2009.
- [116] H. E. Al-Hazmi, A. Mohammadi, A. Hejna, J. Majtacz, A. Esmaeili, S. Habibzadeh, M. R. Saeb, M. Badawi, E. C. Lima és J. Mañinia, „Wastewater reuse in agriculture: prospects and challenges,” *Environmental Research*, %1. kötet236, p. 116711, 2023.
- [117] R. T. Hilares, D. F. Atoche-Garay, D. A. Pinto, M. A. Pagaza, G. J. Ahmed, C. Andrade és J. C. dos Santos, „Promising physicochemical technologies for poultry slaughterhouse wastewater treatment: a critical review,” *Journal of Environmental Chemical Engineering*, %1. kötet9 (2), p. 105174, 2021.
- [118] B. R. Baker, R. Mohamed, A. Al-Gheethi és H. A. Aziz, „Advanced technologies for poultry slaughterhouse wastewater treatment: a systematic review,” *Journal of Dispersion Science and Technology*, %1. kötet42 (6), pp. 880-899, 2021.
- [119] Európai Parlament és Európai Unió Tanácsa, *Regulation (eu) 2020/741 of the european parliament and of the council of 25 may 2020 on minimum requirements for water reuse*, 2020.
- [120] D. Y. Koseoglu-Imer, H. V. Oral, C. S. C. Calheiros, P. Krzeminski, S. Güçlü, S. A. Pereira, J. Surmacz-Górska, E. Plaza, P. Samaras, P. M. Binder, E. D. van Hullebusch és A. Devolli, „Current challenges and future perspectives for the full circular economy of water in european countries,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet345, p. 118627, 2023.
- [121] A. S. Stasinakis, P. Charalambous és I. Vyrides, „Dairy wastewater management in eu: produced amounts, existing legislation, applied treatment processes and future challenges,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet303, p. 114152, 2022.
- [122] R. Kothari, R. Azam, A. Bharti, K. Gorla, T. Allen, V. Ashokkumar, D. Pathania, R. P. Singh és V. V. Tyagi, „Biobased treatment and resource recovery from slaughterhouse wastewater via reutilization and recycling for sustainable waste approach,” *Journal of Water Process Engineering*, %1. kötet58, p. 104712, 2024.
- [123] J. C. Intriago, F. López-Gálvez, A. Allende, G. A. Vivaldi, S. Camposeo, E. N. Nicolás, J. J. Alarcón és F. P. Salcedo, „Agricultural reuse of municipal wastewater through an

- integral water reclamation management,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet213, pp. 135-141, 2018.
- [124] P. Michał, M. Smol, M. Horttanainen, I. Deviatkin, J. Havukainen, M. Klavins, R. Ozola-Davidane, J. Kruopienė, B. Szatkowska, L. Appels, S. Houtmeyers és K. Roosalu, „Indicators for resource recovery monitoring within the circular economy model implementation in the wastewater sector,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet304, p. 114261, 2022.
- [125] H. Jacque, B. Mozafari, R. K. Dereli és S. Cotterill, „Implications of water conservation measures on urban water cycle: A review,” *Sustainable Production and Consumption*, %1. kötet50, pp. 571-586, 2024.
- [126] Y. Lu, H. An, C. Li és C. Liu, „Environmental impact analysis and carbon emission reduction pathways by upgrading wastewater treatment plant: A case study of upgrading project at a wastewater treatment plant in Dongguan,” *Water*, %1. kötet16 (4), 2024.
- [127] M. Tsangas, I. Papamichael, D. Banti, P. Samaras és A. A. Zorpas, „Lca of municipal wastewater treatment,” *Chemosphere*, %1. kötet341, p. 139952, 2023.
- [128] F. Daskiran, H. Gulhan, H. Guven, H. Ozgun és M. E. Ersahin, „Comparative evaluation of different operation scenarios for a full-scale wastewater treatment plant: Modeling coupled with life cycle assessment,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet341, p. 130864, 2022.
- [129] A. Paulu, J. Bartáček, M. Šerešová és V. Kočí, „Combining process modelling and lca to assess the environmental impacts of wastewater treatment innovations,” *Water*, %1. kötet13 (9), 2021.
- [130] P. Viotti, F. Tatti, S. Bongiolami, R. Romano, G. Mancini, F. Serini, M. Azizi és L. Croce, „Life cycle assessment methodology applied to a wastewater treatment plant,” *Water*, %1. kötet16 (8), 2024.
- [131] C. Remy, B. Mieke, B. Lesjean és C. Bartholomäus, „Comparing environmental impacts of tertiary wastewater treatment technologies for advanced phosphorus removal and disinfection with life cycle assessment,” *Water Science and Technology*, %1. kötet69 (8), pp. 1742-1750, 2014.
- [132] E. Risch, P. Loubet, M. Núñez és P. Roux, „How environmentally significant is water consumption during wastewater treatment?: Application of recent developments in LCA to WWT technologies used at 3 contrasted geographical locations,” *Water Research*, %1. kötet57, pp. 20-30, 2014.
- [133] L. Fitzsimons, G. McNamara, E. Doherty és E. Clifford, „Optimal design and operation of small-scale wastewater treatment plants: The irish case,” Environmental Protection Agency, 2018.
- [134] L. Lorenzo-Toja, D. M. Byrne, J. S. Guest, A. Hospido, P. Roux, A. Shaw és M. D. Short, „Dynamic environmental efficiency assessment for wastewater treatment plants,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, %1. kötet23, pp. 357-367, 2018.
- [135] M. Rufi-Salís, A. Petit-Boix, S. Leipold, G. Villalba, J. Rieradevall, E. Moliné, X. Gabarrell, J. Carrera és M. E. Suárez-Ojeda, „Increasing resource circularity in

- wastewater treatment: Environmental implications of technological upgrades,” *Science of the total environment*, %1. kötet838, p. 156422, 2022.
- [136] Európai Parlament, *Directive (EU) 2024/3019 of the european parliament and of the council of 27 november 2024 concerning urban wastewater treatment (recast)*, 2024.
- [137] C. J. Vörösmarty, P. Green, J. Salisbury és R. B. Lammers, „Global water resources: Vulnerability from climate change and population growth,” *Science*, %1. kötet289 (5477), pp. 284-288, 2000.
- [138] X. Meng, Z. Huang és G. Ge, „Upgrade and reconstruction of biological processes in municipal wastewater treatment plants,” *Desalination and Water Treatment*, %1. kötet317, p. 100299, 2024.
- [139] R. Morello, F. Di Capua, A. Cesaro, G. Esposito, F. Pirozzi, U. Fration és D. Spasiano, „Solutions for solid minimization in the sludge streamline of municipal wastewater treatment plants: Current state and recent developments,” *Journal of Water Process Engineering*, %1. kötet64, p. 105725, 2024.
- [140] M. Yilmaz, H. Guven, H. Ozgun, M. E. Ersahin és I. Koyuncu, „The application of life cycle assessment (LCA) to anaerobic technologies for the treatment of municipal wastewater: A review,” *Process Safety and Environmental Protection*, %1. kötet182, pp. 357-370, 2024.
- [141] A. L. Smith, L. B. Stadler, L. Cao, N. G. Love, L. Raskin és S. J. Skerlos, „Navigating wastewater energy recovery strategies: A life cycle comparison of anaerobic membrane bioreactor and conventional treatment systems with anaerobic digestion,” *Environmental Science & Technology*, %1. kötet48 (10), p. 5972–5981, 2014.
- [142] X. He, Z. Li, C. Xing, Y. Li, M. Liu, X. Gao, Y. Ding, L. Lu, C. Liu, C. Li és D. Wang, „Carbon footprint of a conventional wastewater treatment plant: An analysis of water-energy nexus from life cycle perspective for emission reduction,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet775, p. 139562, 2023.
- [143] L. P. Leonel és A. L. Tonetti, „Wastewater reuse for crop irrigation: Crop yield, soil and human health implications based on giardiasis epidemiology,” *Science of the Total Environment*, %1. kötet775, p. 145833, 2021.
- [144] A. Mehmeti és K. Canaj, „Environmental assessment of wastewater treatment and reuse for irrigation: a mini-review of LCA studies,” *Resources*, %1. kötet11 (10), p. 94, 2022.
- [145] A. Reem, S. Almansoob, A. M. Senan, A. K. Raj, R. Shah, M. K. Shrewastwa és J. P. P. Kumar, „Pseudomonas aeruginosa and related antibiotic resistance genes as indicators for wastewater treatment,” *Heliyon*, %1. kötet10 (9), p. e29798, 2024.
- [146] G. Trommetter, S. Khaska, C. L. G. la Salle, S. Brosillon, V. Goetz, G. Plantard és J. Mendret, „Removal of 39 contaminants of emerging concern found in wastewater effluent by coupling nanofiltration and infiltration into saturated soil column,” *Chemosphere*, %1. kötet363, p. 142705, 2024.
- [147] 1995. évi LIII. törvény a környezet védelmének általános szabályairól, 1995.
- [148] 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízzennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól, 2004.

- [149] G. Mannina, H. Gulhan és B. Ni, „Water reuse from wastewater treatment: The transition towards circular economy in the water sector,” *Bioresource Technology*, %1. kötet363, p. 127951, 2022.
- [150] G. Cipolletta, E. G. Ozbayram, A. L. Eusebi, Ç. Akyol, S. Malamis, E. Mino és F. Fatone, „Policy and legislative barriers to close water-related loops in innovative small water and wastewater systems in Europe: A critical analysis,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet288, p. 125604, 2021.
- [151] A. Mankad és S. Tapsuwan, „Review of socio-economic drivers of community acceptance and adoption of decentralised water systems,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet92 (3), pp. 380-391, 2011.
- [152] S. Karef, M. Azlaoui, K. Boussaid, F. Z. Batana, M. C. Bruzzone, M. Fodili és A. Kettab, „Fertilizer potential and social perception of the agricultural reuse of sewage sludge and treated wastewater,” *Desalination and Water Treatment*, %1. kötet322, p. 101186, 2025.
- [153] J. González-Camejo, L. De Simoni, N. Kamergi, E. Mino, A. Eusebi és F. Fatone, „Worldwide replicability of alternative water recovery technologies to close water loops in decentralised populations,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet384, p. 125481, 2025.
- [154] Coca-Cola Company, *Water Stewardship and Water Risk Management Programmes*.
- [155] A. Starchurski, F. Delgorge és A. Muszyński, „Water reuse from wastewater: Experiences and challenges of implementing a full-scale water reuse system in a food industry plant,” *Journal of Water Process Engineering*, %1. kötet59, p. 104994, 2024.
- [156] G. Wernet, C. Bauer, B. Steubing, J. Reinhard, E. Moreno-Ruiz and B. Weidema, "The ecoinvent database version 3 (part i): overview and methodology," *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21(9), p. 1218–1230, 2016.
- [157] Sphera, "GaBi LCA software and database v.10.6.1.35," 2022.
- [158] S. Scholtyssek, M. Grashorn, H. Vogt és R.-M. Wegner, Geflügel, %1. kötetTierzuchtbücherei, 1987, p. 495.
- [159] M. M. Mekonnen and A. Hoekstra, “A Global Assessment of the Water Footprint of Farm Animal Products,” *Ecosystems*, vol. 15, p. 401–415, 2012.
- [160] World Economic Forum, Ellen MacArthur Foundation and McKinsey & Company, “The New Plastics Economy — Rethinking the future of plastics,” 2016. [Online]. Available: <http://www.ellenmacarthurfoundation.org/publications>.
- [161] Plastics Europe, “Eco-profiles of the European Plastics Industry HIGH DENSITY POLYETHYLENE (HDPE), A report,” 2005. [Online]. Available: http://www.inference.org.uk/sustainable/LCA/elcd/external_docs/hdpe_311147f2-fabd-11da-974d-0800200c9a66.pdf.
- [162] WRAP, „Review of Data on Embodied Water in Clothing Summary Report,” 2012. [Online]. Available: <http://www.wrap.org.uk/sites/files/wrap/Appendix%20V%20-%20Water%20footprint%20report.pdf>.

- [163] Plastics Europe, „Eco-profiles of the European Plastics Industry LOW DENSITY POLYETHYLENE (LDPE),” 2005. [Online]. Available: http://www.inference.org.uk/sustainable/LCA/elcd/external_docs/ldpe_311147f4-fabd-11da-974d-0800200c9a66.pdf.
- [164] E. Ercein, M. M. Aldaya and A. Hoekstra, “Corporate Water Footprint Accounting and Impact Assessment: The Case of the Water Footprint of a Sugar-Containing Carbonated Beverage,” *Water Resources Management*, vol. 25, p. 721–741, 2011.
- [165] J. F. Schyns, M. J. Booij and A. Y. Hoekstra, “The water footprint of wood for lumber, pulp, paper, fuel and firewood,” *Advances in Water Resources*, vol. 107, pp. 490-501, 2017.
- [166] M. M. Mekonnen és A. Y. Hoekstra, „The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products, Volume 1: Main Report,” 2010. [Online]. Available: <https://www.waterfootprint.org/media/downloads/Report47-WaterFootprintCrops-Vol1.pdf>.
- [167] R. P. Sishodia, S. Shukla, W. D. Graham, S. P. Wani, J. W. Jones and J. Heaney, “Current and future groundwater withdrawals: Effects, management and energy policy options for a semi-arid Indian watershed,” *Advances in Water Resources*, vol. 110, pp. 459-475, 2017.
- [168] K. Buxmann, A. Koehler and D. Thylmann, “Water scarcity footprint of primary aluminium,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, vol. 21, p. 1605–1615, 2016.
- [169] Földművelésügyi Minisztérium, “OKIR - Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer,” 2016. [Online]. Available: <http://web.okir.hu/hu/>. [Accessed 01 06 2021].
- [170] Nemzeti Fejlesztési Minisztérium, „Nemzeti Energiastratégia 2030,” 2012. [Online]. Available: <https://2010-2014.kormany.hu/download/7/d7/70000/Hungarian%20Energy%20Strategy%202030.pdf>.
- [171] M. D. Staples, H. Olcay, R. Malina, P. Trivedi, M. N. Pearlson, K. Strzepek, S. V. Paltsev, C. Wollersheim and S. R. H. Barrett, “Water Consumption Footprint and Land Requirements of Alternative Diesel and Jet Fuel Production,” *Environmental Science & Technology*, vol. 47 (21), p. 12557–12565, 2013.
- [172] S. Hadian and K. Madani, “The Water Demand of Energy: Implications for Sustainable Energy Policy Development,” *Sustainability*, vol. 5, pp. 4674-4687, 2013.
- [173] M. M. Mekonnen és A. Y. Hoekstra, „The blue water footprint of electricity from hydropower,” *Hydrology and Earth System Sciences*, %1. kötet16 (1), pp. 179-187, 2012.
- [174] P. W. Gerbens-Leenes, A. Y. Hoekstra és T. H. van der Meer, „The water footprint of bioenergy,” *Proceedings of the National Academy of Sciences*, %1. kötet106 (25), pp. 10219-10223, 2009.
- [175] A. S. Stillwell, C. W. King, M. E. Webber, I. J. Duncan és A. Hardberger, „The Energy-Water Nexus in Texas,” *Ecology and Society*, %1. kötet16 (1), 2011.
- [176] ATEV Fehérjefeldolgozó Zrt., 54338-9-40/2018. számú Egységes Környezethasználati Engedély, 2018.

- [177] European Commission, „Best Available Techniques (BAT) Reference Document for the Slaughterhouses and Animal By-products Industries,” Publications Office of the European Union, online, 2018.
- [178] M. M. Mekonnen and A. Y. Hoekstra, “The green, blue and grey water footprint of crops and derived crop products,” *Hydrology and Earth System Sciences*, vol. 15, p. 1577–1600, 2011.
- [179] J. C. Pasqualino, M. Meneses, M. Abella és F. Castells, „LCA as a Decision Support Tool for the Environmental Improvement of the Operation of a Municipal Wastewater Treatment Plant,” *Environmental Science & Technology*, %1. kötet43 (9), pp. 3300–3307, 2009.
- [180] Republic of Hungary, *50/2001. (iv. 3.) korm. rendelet a szennyvizek és szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának és kezelésének szabályairól*, 2001.
- [181] B. Karolinczak, W. Justyna, M. Bogacka és . M. Zubrowska-Sudol, „Life cycle assessment of sewage sludge monodigestion and co-digestion with the organic fraction of municipal solid waste at a wastewater treatment plant,” *Science of The Total Environment*, %1. kötet907, p. 167801, 2024.
- [182] L. Zhuo és A. Ysbert Hoekstra, „The effect of different agricultural management practices on irrigation efficiency, water use efficiency and green and blue water footprint,” *Frontiers of Agricultural Science and Engineering*, %1. kötet4 (2), pp. 185–194, 2017.
- [183] A. Dal, E. Simsek Yesil, E. Ozturk és M. Kitis, „Investigation of water and carbon footprint reductions employing best available techniques in the textile sector,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet466, p. 142913, 2024.
- [184] M. A. J. Huijbregts, Z. J. N. Steinmann, P. M. F. Elshout, G. Stam, F. Verones, M. D. M. Vieira, A. Hollander, M. Zijp és R. van Zelm, „Recipe2016: a harmonised life cycle impact assessment method at midpoint and endpoint level,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, pp. 138–147, 2016.
- [185] L. Cronbach, „Coefficient alpha and the internal structure of tests,” *Psychometrika*, %1. kötet16, p. 297–334, 1951.
- [186] K. Taber, „The Use of Cronbach’s Alpha When Developing and Reporting Research Instruments in Science Education,” *Research in Science Education*, %1. kötet48, p. 1273–1296, 2018.
- [187] A. G. Sheik, M. M. Seepana és S. R. Ambati, „Model-based evaluation of three different A2O processes in the presence of carbon and metal dosages,” *International Journal of Environmental Science and Technology*, %1. kötet20, p. 6575–6588, 2023.
- [188] R. H-Hargitai és V. Somogyi, „Impact of water as raw material on material circularity - A case study from the Hungarian food sector,” *Heliyon*, %1. kötet9 (7), p. e17587, 2023.
- [189] Országos Meteorológiai Szolgálat, *Beszámoló 2018. év szélsőséges időjárási eseményeiről és éghajlatáról*, 2019.
- [190] Országos Meteorológiai Szolgálat, *Összefoglaló az Országos Meteorológiai Szolgálat publikus veszélyjelző rendszerének 2019. évi működéséről, illetve hazánk szélsőséges időjárási eseményeiről és éghajlatáról*, 2020.

- [191] J. J. R. Feddes, E. J. Emmanuel and M. J. Zuidhof, "Broiler performance, body weight variance, feed and water intake, and carcass quality at different stocking densities," *Poultry Science*, vol. 81 (6), pp. 774-779, 2002.
- [192] R. Harasztiné Hargitai, V. Sebestyén és V. Somogyi, „Potential water reuse pathways from a life cycle analysis perspective in the poultry industry,” *Journal of Water Processing Engineering*, %1. kötet64, p. 105577, 2024.
- [193] K. Patel és S. K. Singh, „A life cycle approach to environmental assessment of wastewater and sludge treatment processes,” *Water and Environment journal*, %1. kötet36 (3), pp. 412-424, 2022.
- [194] S. E. Taelman, L. V. De Luca, N. P. Peña, T. M. Bachmann, K. Van der Biest, J. Maes és J. Dewulf, „Integrating ecosystem services and life cycle assessment: a framework accounting for local and global (socio-) environmental impacts,” *The International Journal of Life Cycle Assessment*, %1. kötet29, pp. 99-115, 2024.
- [195] S. I. Ali, M. H. Moustafa, M. S. Nwery, N. S. Farahat és F. Samhan, „Evaluating the performance of sequential batch reactor (sbr & asbr) wastewater treatment plants, case study,” *Environmental Nanotechnology, Monitoring & Management*, %1. kötet18, p. 100745, 2022.
- [196] J. Yang és B. Chen, „Energy efficiency evaluation of wastewater treatment plants (wwtps) based on data envelopment analysis,” *Applied Energy*, %1. kötet289, p. 116680, 2021.
- [197] S. González-García, Z. Gomez-Fernández, A. C. Dias, M. G. Feijoo, T. Moreira és L. Arroja, „Life cycle assessment of broiler chicken production: a portuguese case study,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet74, pp. 125-134, 2014.
- [198] I. Leinonen, A. G. Williams, J. W. Wiseman, J. H. Guy és I. Kyriazakis, „Predicting the environmental impacts of chicken systems in the United Kingdom through a life cycle assessment: broiler production systems,” *Poultry Science*, %1. kötet91, pp. 8-25, 2012.
- [199] B. Yayli és I. Kilic, „Assessment of environmental impacts of broiler farms using different indicators,” *International Journal of Environmental Science and Technology*, %1. kötet20, pp. 125-134, 2023.
- [200] B. Putman, G. Thoma, J. Burek és M. Matlock, „A retrospective analysis of the United States poultry industry: 1965 compared with 2010,” *Agricultural Systems*, %1. kötet157, pp. 107-117, 2017.
- [201] I. Giannenas, E. Bonos, V. Anestis, G. Filioussis, D. K. Papanastasiou, T. Bartzanas, N. Papaioannou, A. Tzora és I. Skoufos, „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*, %1. kötet12, p. e0169511, 2017.
- [202] V. T. Cesari, M. Zucali, A. Sandrucci, A. Tamburini, L. Bava és I. Toschi, „Environmental impact assessment of an italian vertically integrated broiler system through a life cycle approach,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet143, pp. 904-911, 2017.

- [203] D. Skunca, I. Tomasevic, I. Nastasijevic, V. Tomovic és I. Djekic, „Life cycle assessment of the chicken meat chain,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet184, pp. 440-450, 2018.
- [204] U. Kreidenweis, J. Breier, C. Herrmann, J. Libra és A. Prochnow, „Greenhouse gas emissions from broiler manure treatment options are lowest in well-managed biogas production,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet280, p. 124969, 2021.
- [205] D. Skunca, I. Tomasevic és I. Djekic, „Environmental performance of the poultry meat chain – lca approach,” *Procedia Food Science*, %1. kötet5, pp. 258-261, 2015.
- [206] R. Harasztiné Hargitai és V. Somogyi, „Impact of water as raw material on material circularity - a case study from the hungarian food sector,” *Heliyon*, %1. kötet9 (7), p. e17587, 2023.
- [207] C. Maesele és P. Roux, „An lca framework to assess environmental efficiency of water reuse: application to contrasted locations for wastewater reuse in agriculture,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet306, p. 128151, 2021.
- [208] M. Meneses, J. C. Pasqualino és F. Castells, „Environmental assessment of urban wastewater reuse: treatment alternatives and applications,” *Chemosphere*, %1. kötet81 (2), pp. 266-272, 2010.
- [209] J. Guinée, „Handbook on life cycle assessment — operational guide to the ISO standards,” *International Journal of Life Cycle Assessment*, %1. kötet6 (5), p. 255, 2001.
- [210] Európai Környezetvédelmi Ügynökség, „Water scarcity conditions in europe (water exploitation index plus),” 2023.
- [211] Európai Környezetvédelmi Ügynökség, „Europe’s Groundwater – A Key Resource under Pressure,” 2022.
- [212] D. C. Faria és L. P. Naval, „Wastewater reuse: perception and social acceptance,” *Water and Environment Journal*, %1. kötet36, pp. 433-447, 2022.
- [213] S. Bunney, P. Melville-Shreeve, A. Chisholm és S. Cotterill, „Perspectives on multi-benefit water reuse systems: a confluence of water and wastewater management planning,” *Water and Environment Journal*, %1. kötet37, pp. 561-572, 2023.
- [214] P. Verhoest, B. Gaume, B. Joke, P. te Braak és M. Huysmans, „Public acceptance of recycled water: a survey of social attitudes toward the consumption of crops grown with treated wastewater,” *Sustainable Production and Consumption*, %1. kötet34, pp. 467-475, 2022.
- [215] Y. N. Kanafin, A. Makhatova, K. Meiramkulova és S. G. Pouloupoulos, „Treatment of a poultry slaughterhouse wastewater using advanced oxidation processes,” *Journal of Water Process Engineering*, %1. kötet47, p. 102694, 2022.
- [216] R. Harasztiné Hargitai, V. Sebestyén, B. Volf és V. Somogyi, „Life cycle assessment of technological shifts in municipal wastewater treatment plants,” *Hungarian Journal of Industrial Chemistry*, %1. kötet?, p. ?, 2025.
- [217] G. Maniakova, M. I. P. López, I. Oller, S. Malato és L. Rizzo, „Ozonation vs sequential solar driven processes as simultaneous tertiary and quaternary treatments of urban

- wastewater: A life cycle assessment comparison,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet413, p. 137507, 2023.
- [218] I. Metcalf & Eddy, F. L. Burton, H. D. Stensel, G. Tchobanoglous és R. Tsuchihashi, *Wastewater Engineering: Treatment and Resource Recovery.*, McGraw-Hill Education, 2013.
- [219] M. Roš és J. Vrtovšek, „The study of nutrient balance in sequencing batch reactor wastewater treatment,” *Acta Chimica Slovenica*, %1. kötet51 (4), pp. 779-785, 2004.
- [220] J. Wanner, *Activated sludge: bulking and foaming control.*, CRC Press, 2014.
- [221] B. Peeters és L. Vernimmen, „Challenges of handling filamentous and viscous wastewater sludge,” *Chemical Engineering*, %1. kötet123 (9), p. 52, 2016.
- [222] A. Amiri, J. Tsutsumi és R. Nakamatsu, „Energy from domestic wastewater and recovering the potential energy of sewage sludge,” *Journal of Energy Technologies and Policy*, %1. kötet5 (12), 2015.
- [223] SWEDISH GAS CENTER SGC., *Basic data on biogas*, Malmö, Sweden, 2012.
- [224] V. Ahuja, C. Sharma, D. Paul, D. Dasgupta, G. D. Saratale, J. R. Banu, Y. H. Yang és S. K. Bhatia, „Unlocking the power of synergy: Cosubstrate and coculture fermentation for enhanced biomethane production,” *Biomass and Bioenergy*, %1. kötet180, p. 106996, 2024.
- [225] M. B. Miranzadeh, M. Jafarsalehi, J. Akram, M. Ebrahimi, A. Mazaheri és M. Mashayekh, „Boosting biogas production in the wastewater treatment plants: A narrative review on co-digestion of sewage sludge with internal and external organic waste,” *Bioresource Technology Reports*, %1. kötet26, p. 101856, 2024.
- [226] F. Ferella, F. Cucchiella, I. D'Adamo és K. Gallucci, „A techno-economic assessment of biogas upgrading in a developed market,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet210, pp. 945-957, 2019.
- [227] B. J. Cardoso, E. Rodrigues, A. R. Gaspar és Á. Gomes, „Energy performance factors in wastewater treatment plants: A review,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet322, p. 129107, 2021.
- [228] L. Li, X. Wang, J. Miao, A. Abulimiti, X. Jing és N. Ren, „Carbon neutrality of wastewater treatment - a systematic concept beyond the plant boundary,” *Environmental Science and Ecotechnology*, %1. kötet11, p. 100180, 2022.
- [229] L. S. V. Laukka és K. Silvennoinen, „Climate change impacts of municipal water sector and mitigation pathways: A national scale analysis and perspectives to carbon neutrality,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet373, p. 123732, 2025.
- [230] H. F. Larsen, „LCA of wastewater treatment.,” *Life Cycle Assessment: Theory and Practice*, pp. 861-886, 2018.
- [231] G. Liu, J. Wang és K. Campbell, „Formation of filamentous microorganisms impedes oxygen transfer and decreases aeration efficiency for wastewater treatment,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet189, pp. 502-509, 2018.

- [232] S. Arzate, S. Pfister, C. Oberschelp és J. A. Sánchez-Pérez, „Environmental impacts of an advanced oxidation process as tertiary treatment in a wastewater treatment plant,” *Science of The Total Environment*, %1. kötet694, p. 133572, 2019.
- [233] Y. Rong, X. Wang, M. Zhu, W. Chen, Z. Maletskyi, H. Ratnaweera és X. Bi, „Real-time ozonation monitoring and control in wastewater tertiary treatment: An ultraviolet-visible monitoring approach,” *Journal of Water Process Engineering*, %1. kötet64, p. 105664, 2024.
- [234] A. Rodríguez, I. Muñoz, J. A. Perdigón-Melón, J. B. Carbajo, M. J. Martínez, A. R. Fernández-Alba, E. García-Calvo és R. Rosal, „Environmental optimization of continuous flow ozonation for urban wastewater reclamation,” *Science of The Total Environment*, %1. kötet437, pp. 68-75, 2012.
- [235] Y. A. Londoño, N. J. P. Rodríguez és G. P. Mesa, „Challenges of Water Treatment Systems to Reduce Exposure Scenarios and Involuntary Ingestion of Drugs Through Drinking Water,” *Revista EIA*, %1. kötet22 (43), p. 19, 2025.
- [236] W. Z. Pratiwi, H. Hadiyanto és W. Widayat, „Ozone-based Advanced Oxidation Process for pharmaceutical contamination in wastewater: A review,” *E3S Web of Conferences*, %1. kötet605, p. 03058, 2025.
- [237] I. Gambino, E. Terzaghi, E. Baldini, G. Bergna, G. Palmisano és A. Di Guardo, „Microcontaminants and microplastics in water from the textile sector: a review and a database of physicochemical properties, use in the textile process, and ecotoxicity data for detected chemicals,” *Environmental Science Processes & impacts*, 2025.
- [238] L. Tong, X. Liu, X. Liu, Z. Yuan és Q. Zhang, „Life cycle assessment of water reuse systems in an industrial park,” *Journal of Environmental Management*, %1. kötet129, pp. 471-478, 2013.
- [239] M. J. Amores, . M. Meneses, J. Pasqualino, A. Antón és F. Castells, „Environmental assessment of urban water cycle on mediterranean conditions by LCA approach,” *Journal of Cleaner Production*, %1. kötet43, pp. 84-92, 2013.

9. Szerző tudományos munkássága

Értekezés alapját képező tudományos közlemények

Nemzetközi referált folyóiratban megjelent idegennyelvű publikációk

1. **Harasztiné Hargitai Réka**, Sebestyén Viktor, Volf Balázs, Somogyi Viola: Life cycle assessment of technological shifts in municipal wastewater treatment plants, HUNGARIAN JOURNAL OF INDUSTRY AND CHEMISTRY (0133-0276): 53 (2). (Elfogadó nyilatkozat alapján a várható megjelenés: 2025 december)
2. **Harasztiné Hargitai Réka**, Sebestyén Viktor, Somogyi Viola: Potential water reuse pathways from a life cycle analysis perspective in the poultry industry, JOURNAL OF WATER PROCESSING ENGINEERING (2214-7144 2214-7144): 64 p. 105577. Paper 105577. (2024), <https://doi.org/10.1016/j.jwpe.2024.105577>
3. **H-Hargitai Réka**, Somogyi Viola: Impact of water as raw material on material circularity - A case study from the Hungarian food sector, HELIYON (2405-8440): 9 7 Paper e17587. (2023), <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2023.e17587>

Haza folyóiratban megjelent publikációk

4. **Harasztiné Hargitai Réka**, Somogyi Viola: Körköröség mértékének számítási lehetősége és nehézsége az élelmiszeriparban, Hidrológiai Közlöny (0018-1323 2939-8495): 101 3 pp 75-84 (2021), Nyelv: Magyar, https://real-j.mtak.hu/15836/20/HK2021_03v2.pdf#page=76

Konferencia kiadványok, csak kivonatos megjelenéssel

5. **Harasztiné Hargitai Réka**: Életciklus-elemzés alkalmazása a vízkörforgás felé vezető úton, XIX. LCA Konferencia - „Kihívások és lehetőségek az LCA és a Körforgásos Gazdaság területén”, Konferencia helye, ideje: Budapesti Gazdasági Egyetem, 1055 Budapest, Markó u. 29-31., 2024. november 11-12., Nyelv: Magyar
6. **Harasztiné Hargitai Réka**: Körforgásos (víz)gazdaság megvalósításának vizsgálata, In: Zsirka Balázs, Domokos Endre PE/MK/KMI/Környezetmérnöki Intézeti Tanszék (szerk.), Green Solutions 2019 Conference, Konferencia helye, ideje: Veszprém, Magyarország 2019.01.01. (Pannon Egyetem), p. 7. (2019), Nyelv: Magyar, ISBN: 9789633961414

Egyéb, az értekezéshez nem szorosan kapcsolódó tudományos közlemények

Nemzetközi referált folyóiratban megjelent idegennyelvű publikációk

7. Viola Somogyi, Viktor Sebestyén, Zsófia Kovács, **Réka H. Hargitai**, Endre Domokos: Enhanced Pollution Removal with Heat Reclamation in a Small Hungarian Wastewater Treatment Plant, *Journal of Sustainable Development of Energy Water and Environment Systems* (1848-9257 1848-9257): 6 3 pp 494-504 (2018), Nyelv: Angol, <https://doi.org/10.13044/j.sdewes.d6.0200>

Haza folyóiratban megjelent publikációk

8. Dr. Somogyi Viola, **Harasztiné Hargitai Réka**, Pitas Viktória, Dr. Kárpáti Árpád, Horváth Dániel: Vágóhídi szennyvizek optimális tápanyag arányának megközelítése az előkezelés során, *MASZESZ Hírcsatorna*: 2022. 3. lapszám pp 56-67 (2022), Nyelv: Magyar, https://www.maszesz.hu/wp-content/uploads/2024/06/Vagohidi-szennyvizek-optimalis-tapanyag-aranyanak-megkozelitese-az-elokezeles-során_dr.SomogyiV_HarasztineHargitaiR_PitasV_dr.KarpatiA.pdf

Konferencia kiadványok, csak kivonatos megjelenéssel

9. Szabó István; Pitas Viktória, Bordós Gábor, Prikler Bence, **Harasztiné Hargitai Réka**, Micsinai Adrienn, Szoboszlay Sándor: Modellrendszer alkalmazása szennyvíztisztító telepek mikroműanyag forgalmának in vitro elemzésére, Konferencia helye, ideje: Zalakaros, Magyarország 2023.10.19. - 2023.10.20., Nyelv: Magyar
10. **Harasztiné Hargitai Réka**, Dr. Somogyi Viola: Circularity indicator development for a more flexible and comprehensive approach to assessing material, water and biological cycles in product development, Konferencia helye, ideje: Athén, Görögország 2023.06.07. - 2023.06.09., Nyelv: Angol
11. Somogyi Viola, Pitas Viktória, **Harasztiné Hargitai Réka**, Csizmadiáné Czuppon Viktória: Future of nature-based wastewater treatment solutions in view of water reuse strategies, In: "Danube Delta" National Institute for Research Development, DELTAS AND WETLANDS, Konferencia helye, ideje: Tulcea, Románia 2023.06.05. - 2023.06.09., Nyelv: Angol
12. **Harasztiné Hargitai Réka**, Dr. Somogyi Viola: Víz- és szennyvízkutatások a körforgásos gazdaság kialakításához vezető úton, In: Hajdú Péter (Hajdú Péter Élelmiszertudomány) (szerk.), XXVI. Tavaszi Szél Konferencia 2023: Absztrakt kötet, Konferencia helye, ideje: Miskolc-Egyetemváros, Magyarország 2023.05.05. - 2023.05.07., p. 281. oldal. (2023), Nyelv: Magyar, ISBN: 9786156457233
13. Somogyi Viola, **Harasztiné Hargitai Réka**: Achieving Circularity in Wastewater Treatment Plants – Current State and Future Perspective, In: SPIL2021 Virtual Conference System, Konferencia helye, ideje: Brno, Csehország 2021.11.04. - 2021.11.05., p. SPIL21.0080. (2021), Nyelv: Angol
14. Somogyi Viola, Tetteh Ransford Okley, **Harasztiné Hargitai Réka**, Pitas Viktória: Challenges in poultry wastewater treatment under different temperature regimes, In: Book of Abstract, Konferencia helye, ideje: Svájc 2020.09.15. - 2020.09.17., Paper sciforum-034070. (2020), Nyelv: Angol
15. **Harasztiné Hargitai Réka**, Somogyi Viola: Integrálható-e a víz, mint alapanyag a körforgásos számításokba?, In: Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség Dr.

- Dulovics Dezső Junior Szimpózium – Absztraktfüzet, Konferencia helye, ideje: Online konferencia 2021.03.03. - 2021.03.04. (Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség), p. 27. 1 p. (2021), Nyelv: Magyar
16. **Harasztiné Hargitai Réka**, Somogyi Viola, Zebić Avdičević Maja, Domokos Endre: Membrán szűrés modellezése textilipari szennyvíz példáján keresztül, In: Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség Dr. Dulovics Dezső Junior Szimpózium, Konferencia helye, ideje: Budapest, Magyarország 2019.03.06. (Magyar Víz- és Szennyvíztechnikai Szövetség), Nyelv: Magyar
 17. Somogyi Viola, Maja Zebic Avdicevic, **Harasztiné Hargitai Réka**, Domokos Endre, Ljubas D., Dobrovic S.: Modelling Ceramic and Polymer Ultrafiltration Membranes for Textile Dyeing Wastewater Treatment, In: Aleksandra Mudrovčić ; Marko Ban (szerk.), 3rd SEE SDEWES Conference on Sustainable Development of Energy, Water and Environment Systems : Book of abstracts, Konferencia helye, ideje: Novi Sad, Szerbia 2018.06.30. - 2018.07.03., pp 164-164 (2018), Nyelv: Angol, ISSN: 1847-7178
 18. **H. Hargitai Réka**, Somogyi Viola, Domokos Endre: Körforgásos gazdaság jogi háttere és lehetőségei a víz szektorban, In: Absztrakt füzet, Konferencia helye, ideje: Debrecen, Magyarország 2018.10.11. - 2018.10.12. (Debreceni Egyetem Műszaki Kar), Nyelv: Magyar

Konferencia részvétel, poszter megjelenéssel

19. Zebić Avdičević Maja, Somogyi Viola, Ljubas Davor; Domokos Endre, Dobrovic S., **Harasztiné Hargitai Réka**, Varga Béla: Ultrafiltration of textile mercerization wastewater using ceramic membranes - modelling fouling and performance, In: 26th CROATIAN MEETING OF CHEMISTS & CHEMICAL ENGINEERS with international participation and 4th "Vladimir Prelog" Symposium : Book of Abstracts, Konferencia helye, ideje: Sibenik, Horvátország 2019.04.09. - 2019.04.12., p. 192. Paper P-B24. (2019), Nyelv: Angol
20. Somogyi Viola, Zebić Avdičević Maja, **Harasztiné Hargitai Réka**, Domokos Endre, Ljubas Davor, Dobrovic S.: Modelling reactive dye removal by ultrafiltration ceramic membranes, In: 26th CROATIAN MEETING OF CHEMISTS & CHEMICAL ENGINEERS with international participation and 4th "Vladimir Prelog" Symposium : Book of Abstracts, Konferencia helye, ideje: Sibenik, Horvátország 2019.04.09. - 2019.04.12., p. 191. Paper P-B23. (2019), Nyelv: Angol

10. Köszönetnyilvánítás

Szakmai szempontból köszönettel tartozom témavezetőmnek, Dr. Somogyi Violának, aki közreműködésével, iránymutatásával és szakmai tanácsaival segítséget nyújtott kutatásom során.

Köszönettel tartozom Dr. Sebestyén Viktornak, aki felkeltette érdeklődésemet az életciklus-elemzés iránt és kutatásom második felétől ezen területen szerzett szakmai tudásával segített.

Köszönettel tartozom mindazon személyeknek, akik az esettanulmányokhoz járultak hozzá adatszolgáltatással vagy jó tanácsokkal a technológiák felépítésében. Kiemelném Volf Balázst és Farkasné Bodor Mónikát, akik a veszprémi szennyvíztisztító telep munkatársai és minden kérdésemre részletesen válaszoltak.

Ezen kívül köszönöm a Fenntarthatósági Megoldások Kutatólaboratórium munkatásainak, hogy támogattak a témabeszámolókon előremutató javaslatokkal és elviseltek a kutatási munka szélsőséges pillanataiban. Külön kiemelném Pitás Viktóriát, akivel számtalanszor jártunk ki a veszprémi szennyvíztisztító telepre egy projekt mérési sorozatának keretén belül. Beszélgetéseink során számos ötletet nyertem, közös munkánknak köszönhetően születtek meg disszertációmban is szereplő folyamatábráim.

Legnagyobb köszönetem a családomat illeti, akik folyamatosan támogattak, stabil érzelmi háttérrel biztosítottak tanulmányaim és kutatásaim elvégzéséhez. Férjem, László mindvégig biztatott, a nehéz pillanatokban támaszom volt. Lányom, Karolina és fiam, Olivér önállóságukkal az élet minden területén és a legjobb pillanatban érkező szeretetükkel támogattak. Harmadik gyermekemnek, Abigélnek hálás vagyok, aki még egy kis türelmet mutat, mielőtt világra jön. Szüleimnek, Katalinnak és Zoltánnak is köszönöm a sok-sok évi támogatást, ami ahhoz kellett, hogy erre a pályára kerüljek.

11. Mellékletek

11.1. melléklet

Módosítás során a CEIP módszertanba beépített kérdések és válaszok

Q16 - Rendelkezésre áll vízhasználatról kimutatás? (2+15)

- igen (2) nem (0)

Igen válasz esetén bónusz pontok szerezhetők a felhasznált víz visszaforgatott/újrahasznált aránya alapján:

- 0% (0) 10% (1) 20% (2) 30% (4) 40% (6) 50% (7)
 60% (9) 70% (11) 80% (13) 90% (14) 100% (15)

Q17 - Alkalmaznak vízcsökkentési tervet? (10+5)

- nincs vízcsökkentési terv (0)
 vízfogyasztás nyilvántartása a vízfelhasználás csökkentése nélkül (2)
 vízfogyasztás kézi nyilvántartása a vízfogyasztás csökkentése érdekében (8)
 vízfogyasztás online rögzítése a vízfogyasztás csökkentése érdekében (8)
 intelligens fogyasztásmérés automatikus vízfelhasználás-csökkentéssel (10)

Bónusz vagy büntető pontok szerezhetők a vízfelhasználás változása alapján:

- növekedett vízfelhasználás (-2) nincs változás (0)
 legfeljebb 25% (1) $25\% < x < 75\%$ (3) legalább 75% (5)

Q18 - Történik szennyvíz újrafelhasználás/újrahasznosítás? (2+15)

- igen (2) nem (0)

Bónusz pontok szerezhetők a szennyvíz hasznosítás típusa szerint:

- nincs szennyvíz újrafelhasználási/újrahasznosítási terv (0)
 szennyvíz újrafelhasználása/újrahasznosítása a hosszú távú tervek közt (5)
 szennyvíztisztító telep (kisüzemi, előkezelés) (8)
 szennyvíz újrafelhasználási/újrahasznosítási terv öntözésre (12)
 szennyvíz újrafelhasználása/újrahasznosítása kommunális célra (pl. wc-öblítés) (15)
 szennyvíz újrafelhasználása/újrahasznosítása technológiai célra (15)

- szennyvíz újrafelhasználása/újrahasznosítása kommunális és technológiai célra (15)

Q19 - Van esővíz visszatartásra és hasznosításra kiépített rendszer? (5)

- nincs esővíz visszatartás (0)
- esővíz visszatartás és hasznosítás a hosszú távú tervek közt szerepel (2)
- esővíz öntözési célú hasznosítása (4)
- esővíz kommunális célú hasznosítása (pl. wc-öblítés) (5)
- esővíz technológiai célú hasznosítása (5)
- esővíz kommunális és technológiai célú hasznosítása (5)

Q20 - Mekkora az előállított termék és a felhasznált nyersanyagok súlyaránya? (3+2)

- 50%-nál kisebb (-1) $50\% < x < 80\%$ (0)
- $80\% < x < 95\%$ (2) 95%-nál nagyobb (3)

Bónusz pontok szerezhetők az alapján, hogy az előző évhez képest milyen irányba változott a termék/alapanyag arány?

- rosszabb, mint az előző évi arány (-2)
- változatlan az előző évhez képest (0)
- javult az arány az előző évhez képest (2)

11.2. melléklet

Forgatókönyvek eredményei 1 m³ tisztított víz kibocsátására vonatkozóan a baromfifeldolgozás esetében.

Hatáskategória		Mértékegység	2018							
			FL	FL-wwtp	SB	SB-wwtp	RIV	REU	RED	IRR
Endpoint	HH	DALY	98,17	98,09	97,85	97,77	97,84	97,92	97,88	97,85
	NE	species.yr	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03	-0,03
	RS	\$	11 273 532	11 275 512	11 268 380	11 270 360	11 268 380	11 271 050	11 269 375	11 268 451
Midpoint	CC	kg CO ₂ eq.	26 547 705	26 676 439	26 223 819	26 352 553	26 223 819	26 290 015	26 265 453	26 224 012
	FPMF	kg PM _{2.5} eq.	115 820	115 835	115 790	115 806	115 790	115 820	115 805	115 791
	FD	kg oil eq.	31 758 846	31 765 917	31 743 533	31 750 603	31 743 533	31 767 193	31 753 453	31 743 715
	FC	kg m ³ eq.	169 839	62 326	169 590	62 078	61 851	66 831	55 047	169 685
	FEc	kg 1,4-DB eq.	10 334	11 415	10 331	11 412	10 331	10 359	10 347	10 332
	FEu	kg P eq.	2 316	2 385	2 316	2 385	2 316	2 319	2 318	2 316
	HTP _c	kg 1,4-DB eq.	13 000	18 484	12 990	18 475	12 990	13 038	13 005	12 991
	HTP _{nc}	kg 1,4-DB eq.	2 975 525	3 022 776	2 973 569	3 020 820	2 973 569	2 978 234	2 976 629	2 973 591
	IR	kBq Co-60 eq. to air	98 354	98 665	98 039	98 351	98 039	100 965	99 484	99 936
	LU	annual crop eq.·y	201 342	201 985	199 687	200 331	199 687	200 651	200 134	199 690
	MEc	kg 1,4-DB eq.	26 356	27 848	26 340	27 833	26 340	26 412	26 386	26 340
	MEu	kg N eq.	88 581	88 713	88 580	88 712	88 580	88 583	88 582	88 580
	MD	kg CU eq.	34 486	36 020	23 913	25 447	23 913	22 097	22 081	23 917
	PhOF _e	kg NO _x eq.	31 742	31 784	31 654	31 697	31 654	31 822	31 778	31 655
	PhOF _{hh}	kg NO _x eq.	26 547 705	26 676 439	26 223 819	26 352 553	26 223 819	26 290 015	26 265 453	26 224 012
	OD	kg CFC-11 eq.	115 820	115 835	115 790	115 806	115 790	115 820	115 805	115 791
TA	kg SO ₂ eq.	31 758 846	31 765 917	31 743 533	31 750 603	31 743 533	31 767 193	31 753 453	31 743 715	
TE	kg 1,4-DB eq.	169 839	62 326	169 590	62 078	61 851	66 831	55 047	169 685	

Hatáskategória		Mértékegység	2019							
			FL	FL-wwtp	SB	SB-wwtp	RIV	REU	RED	IRR
Endpoint	HH	DALY	105,66	105,56	105,34	105,24	105,34	105,41	105,37	105,34
	NE	species.yr	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
	RS	\$	13 607 297	13 609 716	13 602 145	13 604 564	13 602 145	13 605 237	13 603 561	13 602 233
Midpoint	CC	kg CO ₂ eq.	29 790 513	29 947 812	29 466 627	29 623 926	29 466 627	29 539 920	29 515 359	29 466 862
	FPMF	kg PM2.5 eq.	122 658	122 677	122 628	122 647	122 628	122 659	122 644	122 629
	FD	kg oil eq.	37 987 367	37 996 006	37 964 258	37 972 897	37 964 258	37 999 357	37 984 747	37 964 481
	FC	kg m ³ eq.	210 981	79 612	210 733	79 364	79 087	84 104	65 521	210 848
	FEc	kg 1,4-DB eq.	12 352	13 672	12 349	13 669	12 349	12 382	12 370	12 349
	FEu	kg P eq.	2 427	2 512	2 427	2 512	2 427	2 431	2 431	2 427
	HTP _c	kg 1,4-DB eq.	15 965	22 667	15 956	22 657	15 956	16 029	15 996	15 956
	HTP _{nc}	kg 1,4-DB eq.	3 708 885	3 766 621	3 706 929	3 764 665	3 706 929	3 712 938	3 711 333	3 706 956
	IR	kBq Co-60 eq. to air	111 684	112 065	111 369	111 750	111 369	114 318	112 837	113 687
	LU	annual crop eq.·y	225 054	225 840	223 399	224 185	223 399	224 406	223 889	223 401
	MEc	kg 1,4-DB eq.	32 232	34 056	32 216	34 040	32 216	32 295	32 269	32 216
	MEu	kg N eq.	92 839	93 000	92 838	92 999	92 838	92 842	92 842	92 838
	MD	kg CU eq.	36 917	38 792	26 344	28 219	26 344	25 673	25 656	26 350
	PhOF _e	kg NO _x eq.	38 086	38 138	37 999	38 050	37 999	38 187	38 144	37 999
	PhOF _{hh}	kg NO _x eq.	29 790 513	29 947 812	29 466 627	29 623 926	29 466 627	29 539 920	29 515 359	29 466 862
	OD	kg CFC-11 eq.	122 658	122 677	122 628	122 647	122 628	122 660	122 644	122 629
	TA	kg SO ₂ eq.	37 987 367	37 996 006	37 964 258	37 972 897	37 964 258	37 999 357	37 984 747	37 964 481
TE	kg 1,4-DB eq.	210 981	79 612	210 733	79 364	79 087	84 104	65 521	210 848	

11.3. melléklet

Laboratóriumi mérési eredmények – befolyó szennyvíz minőség a veszprémi szennyvíztisztító telepen

	pH [-]	KOI [mg/l]	BOI [mg/l]	TP [mg/l]	TN [mg/l]	NH4-N [mg/l]	oldott anyagok [mg/l]	lebegőanyagok [mg/l]	C:N:P [-]
2015	7,50	1 002	631	12,08	83,04	72,08	897	477	100:8,29:1,21
2016	7,32	1 109	748	13,98	81,08	63,04	907	513	100:7,31:1,26
2020	7,53	1 024	640	12,29	79,62	74,00	851	450	100:7,77:1,20
2021	7,49	1 040	613	12,25	81,13	75,42	888	478	100:7,80:1,18
2022	7,34	1 001	576	10,90	83,13	77,54	927	439	100:10,07:1,08

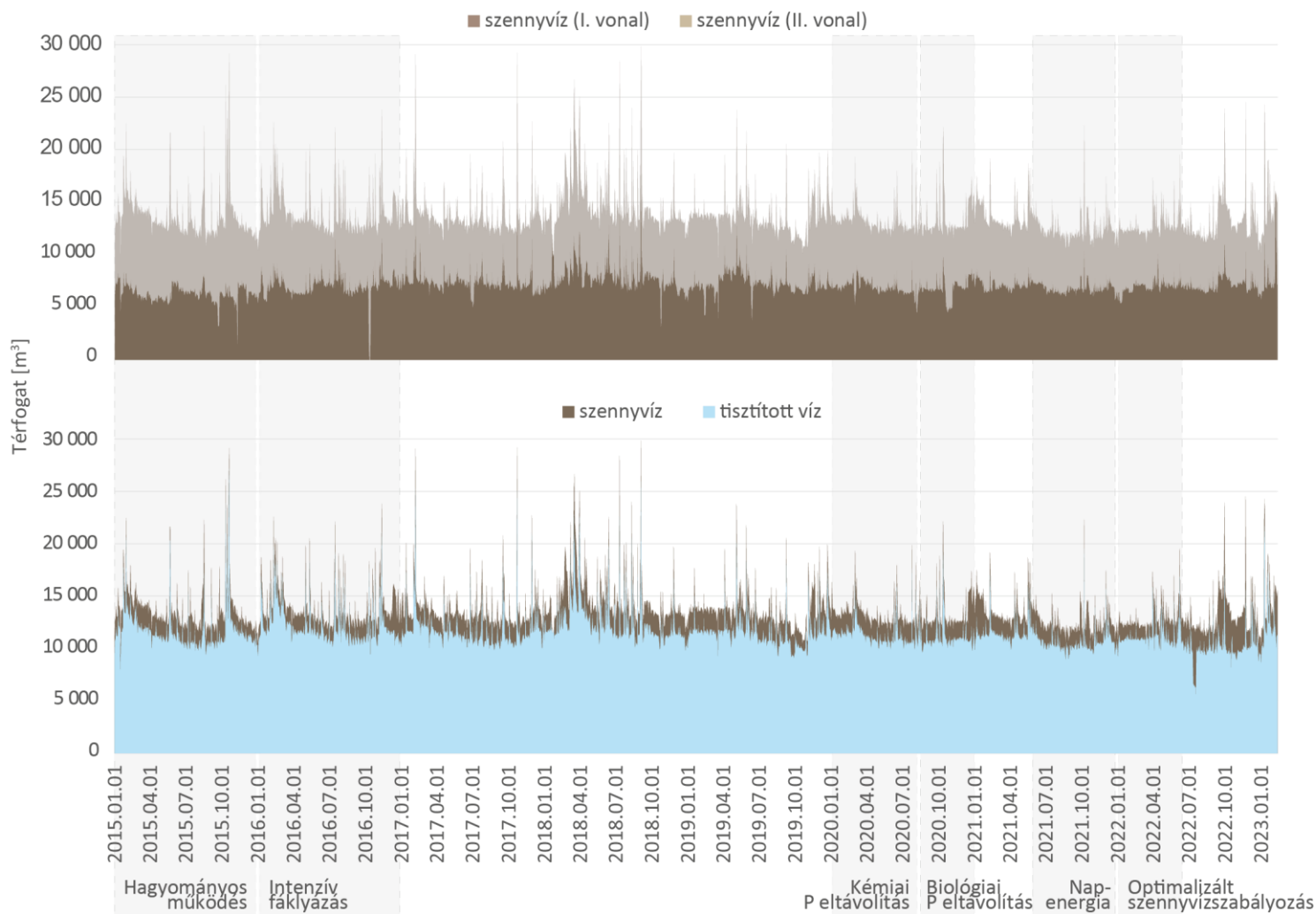
11.4. melléklet

Laboratóriumi mérési eredmények – tisztított víz minőség a veszprémi szennyvíztisztító telepen

	pH [-]	KOI [mg/l]	BOI [mg/l]	TP [mg/l]	TN [mg/l]	NH4-N [mg/l]	oldott anyagok [mg/l]	lebegőanyagok [mg/l]	EQI [kg/d]
2015	7,99	24	-	0,93	10,28	0,07	730	21	1 972
2016	7,92	27	18	0,81	10,53	0,07	666	20	1 973
2020	7,83	37	-	0,93	8,26	0,21	710	14	1 701
2021	7,86	37	12	0,78	8,95	0,15	731	13	1 525
2022	7,79	39	15	0,46	7,87	0,15	767	11	1 464

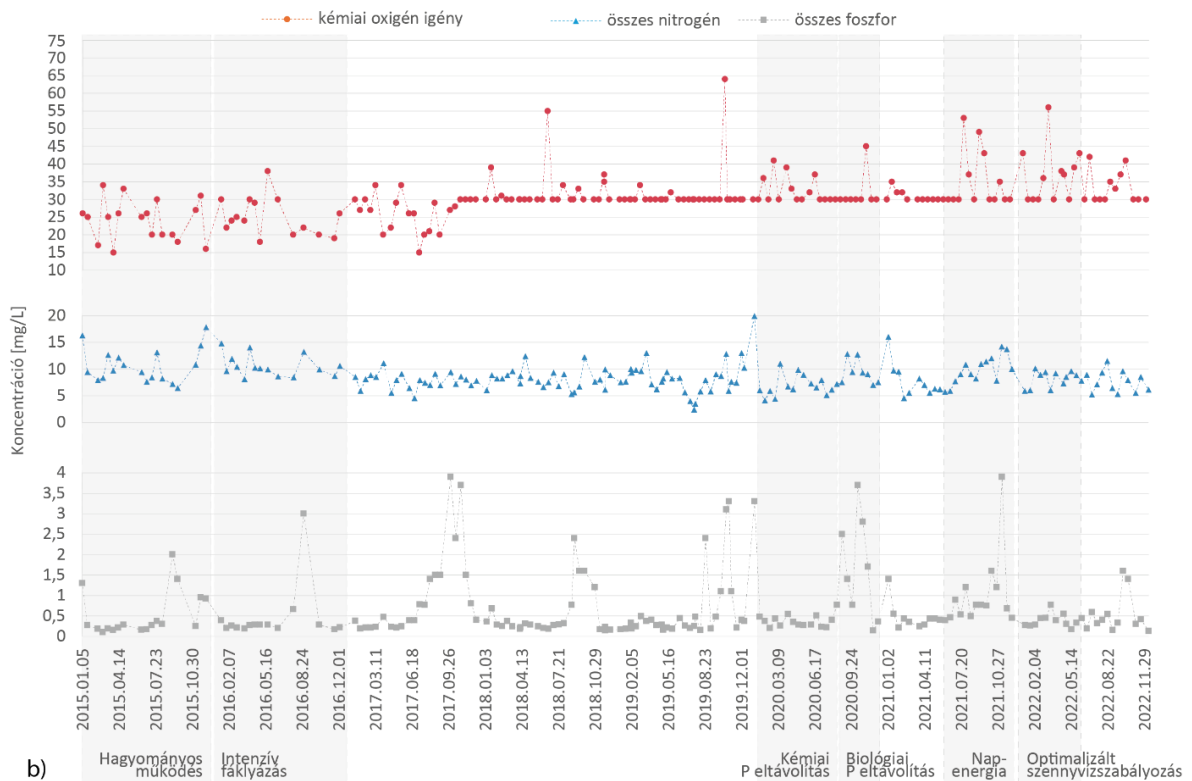
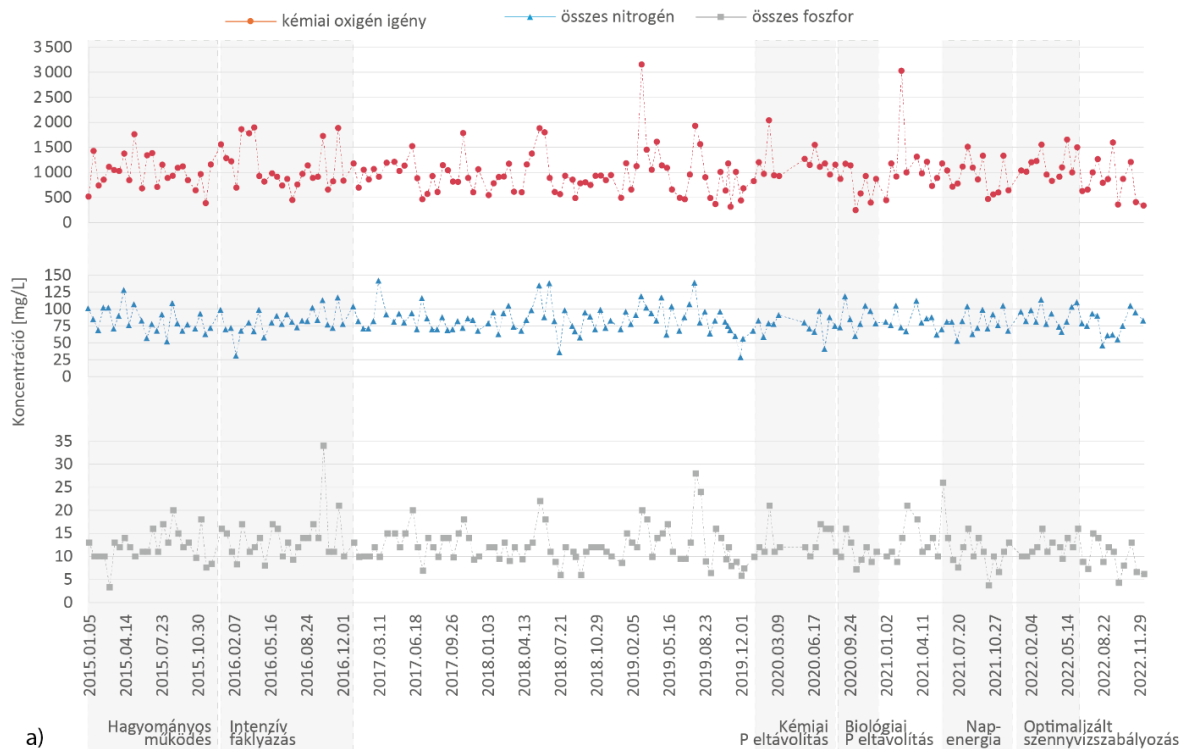
11.5. melléklet

Veszprémi szennyvíztisztító telepre érkező szennyvíz és a telepről távozó tisztított víz mennyisége [saját szerkesztés]



11.6. melléklet

Veszprémi szennyvíztisztító telepre érkező szennyvíz (a) és a telepről távozó tisztított víz (b) minősége a vizsgált időszakban [saját szerkesztés]



11.7. melléklet

Forgatókönyvek eredményei 1 m³ tisztított víz kibocsátására vonatkozóan a veszprémi szennyvíztisztító telepen. Az eredményekhez rendelt színek jelölik a legnagyobb hatással bíró technológiai folyamatot. [saját szerkesztés]

Hatás kategória	Hagyományos működés	Intenzív fáklyázás	Kémiai P eltávolítás	Biológiai P eltávolítás	Nap-energia	Optimalizált szennyvíz-szabályozás	Ózonos kvaterner kezelés	Szekvenciális H ₂ O ₂ kvaterner kezelés
climate change[kg CO ₂ eq.]	1,25 · 10 ⁻¹	1,03 · 10 ⁻¹	1,27 · 10 ⁻¹	1,11 · 10 ⁻¹	1,10 · 10 ⁻¹	8,75 · 10 ⁻²	1,94 · 10 ⁰	2,47 · 10 ⁻¹
fine particulate matter formation [kg PM2.5 eq.]	3,86 · 10 ⁻⁵	3,20 · 10 ⁻⁵	3,94 · 10 ⁻⁵	3,44 · 10 ⁻⁵	3,49 · 10 ⁻⁵	2,78 · 10 ⁻⁵	3,47 · 10 ⁻³	3,51 · 10 ⁻⁴
fossil depletion [kg oil eq.]	7,55 · 10 ⁻²	-1,51 · 10 ⁰	-8,76 · 10 ⁻²	-4,27 · 10 ⁻²	3,70 · 10 ⁻²	-3,07 · 10 ⁻²	2,60 · 10 ⁰	1,37 · 10 ⁻¹
freshwater consumption [m ³]	4,61 · 10 ⁻²	7,36 · 10 ⁰	8,30 · 10 ⁻¹	5,58 · 10 ⁻¹	1,92 · 10 ⁻¹	4,57 · 10 ⁻¹	8,66 · 10 ⁻¹	4,75 · 10 ⁻¹
freshwater ecotoxicity [kg 1,4 DB eq.]	2,28 · 10 ⁻²	3,81 · 10 ⁻¹	6,73 · 10 ⁻²	5,06 · 10 ⁻²	3,01 · 10 ⁻²	4,48 · 10 ⁻²	4,67 · 10 ⁻²	4,49 · 10 ⁻²
freshwater eutrophication [kg P eq.]	-2,46 · 10 ⁻³	2,18 · 10 ⁻³	-3,92 · 10 ⁻³	-4,00 · 10 ⁻³	4,02 · 10 ⁻⁴	-1,06 · 10 ⁻²	4,78 · 10 ⁻¹	4,67 · 10 ⁻²
human toxicity, cancer [kg 1,4-DB eq.]	3,08 · 10 ⁻³	4,44 · 10 ⁻¹	5,03 · 10 ⁻²	3,43 · 10 ⁻²	1,15 · 10 ⁻²	2,70 · 10 ⁻²	2,92 · 10 ⁰	6,45 · 10 ⁻¹
human toxicity, non-cancer [kg 1,4-DB eq.]	1,57 · 10 ²	1,53 · 10 ²	2,03 · 10 ²	1,75 · 10 ²	1,60 · 10 ²	1,77 · 10 ²	1,77 · 10 ²	1,77 · 10 ²
ionizing radiation [kBq Co-60 eq. to air]	9,40 · 10 ⁻³	2,98 · 10 ⁻¹	4,01 · 10 ⁻²	2,87 · 10 ⁻²	1,37 · 10 ⁻²	2,20 · 10 ⁻²	2,55 · 10 ⁻²	2,20 · 10 ⁻²
land use [Annual crop eq. · y]	1,05 · 10 ⁻²	-9,59 · 10 ⁻²	-2,96 · 10 ⁻⁴	1,98 · 10 ⁻³	7,25 · 10 ⁻³	1,74 · 10 ⁻³	1,33 · 10 ⁻¹	1,42 · 10 ⁻²
marine ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	1,94 · 10 ⁻²	1,80 · 10 ⁻²	2,50 · 10 ⁻²	2,15 · 10 ⁻²	1,98 · 10 ⁻²	2,18 · 10 ⁻²	2,20 · 10 ⁻²	2,19 · 10 ⁻²
marine eutrophication [kg N eq.]	-1,45 · 10 ⁻²	-1,37 · 10 ⁻²	-1,74 · 10 ⁻²	-1,76 · 10 ⁻²	-1,80 · 10 ⁻²	-1,75 · 10 ⁻²	1,76 · 10 ⁻²	-1,43 · 10 ⁻²
metal depletion [kg Cu eq.]	5,48 · 10 ⁻¹	4,28 · 10 ⁻¹	7,30 · 10 ⁻¹	5,39 · 10 ⁻¹	6,54 · 10 ⁻¹	8,10 · 10 ⁻¹	9,22 · 10 ⁻¹	8,19 · 10 ⁻¹
photochemical ozone formation, ecosystems [kg NO _x eq.]	1,38 · 10 ⁻⁴	1,15 · 10 ⁻⁴	1,41 · 10 ⁻⁴	1,23 · 10 ⁻⁴	1,24 · 10 ⁻⁴	9,88 · 10 ⁻⁵	2,96 · 10 ⁻³	3,33 · 10 ⁻⁴
photochemical ozone formation, human health [kg NO _x eq.]	1,38 · 10 ⁻⁴	1,14 · 10 ⁻⁴	1,41 · 10 ⁻⁴	1,23 · 10 ⁻⁴	1,24 · 10 ⁻⁴	9,84 · 10 ⁻⁵	9,17 · 10 ⁻¹	7,80 · 10 ⁻³
stratospheric ozone depletion [kg CFC-11 eq.]	3,48 · 10 ⁻⁸	2,89 · 10 ⁻⁸	3,56 · 10 ⁻⁸	3,10 · 10 ⁻⁸	3,08 · 10 ⁻⁸	2,44 · 10 ⁻⁸	3,82 · 10 ⁻³	6,07 · 10 ⁻⁴
terrestrial acidification [kg SO ₂ eq.]	1,25 · 10 ⁻⁴	3,73 · 10 ⁰	3,92 · 10 ⁰	2,61 · 10 ⁰	7,02 · 10 ⁻¹	1,98 · 10 ⁰	1,99 · 10 ⁰	1,98 · 10 ⁰
terrestrial ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	2,50 · 10 ⁻²	2,07 · 10 ⁻²	2,55 · 10 ⁻²	2,22 · 10 ⁻²	2,33 · 10 ⁻²	1,86 · 10 ⁻²	3,56 · 10 ⁻²	1,92 · 10 ⁻²

 energiafelhasználás határozza meg
 mikroorganizmusok határozzák meg
 iszapkezelés határozza meg

 iszapkezeléshez használt vegyszerfelhasználás határozza meg
 biogáz fáklyázás határozza meg
 kvaterner kezeléshez használt vegyszerfelhasználás határozza meg

11.8. melléklet

Forgatókönyvek eredményei 1 m³ tisztított víz kibocsátására vonatkozóan azonos szennyvízminőség esetén a veszprémi szennyvíztisztító telepen.

Hatáskategória	Hagyományos működés	Intenzív fáklyázás	Kémiai P eltávolítás	Biológiai P eltávolítás	Nap-energia	Optimalizált szennyvíz-szabályozás	Ózonos kvaterner kezelés	Szekvenciális H ₂ O ₂ kvaterner kezelés
Climate change [kg CO ₂ eq.]	1,12·10 ⁻¹	9,61·10 ⁻²	1,09·10 ⁻¹	9,51·10 ⁻²	8,90·10 ⁻²	7,42·10 ⁻²	1,93·10 ⁰	2,33·10 ⁻¹
Fine particulate matter formation [kg PM2.5 eq.]	3,46·10 ⁻⁵	2,97·10 ⁻⁵	3,36·10 ⁻⁵	2,94·10 ⁻⁵	2,82·10 ⁻⁵	2,36·10 ⁻⁵	3,47·10 ⁻³	3,47·10 ⁻⁴
Fossil depletion [kg oil eq.]	6,77·10 ⁻²	-1,40·10 ⁰	-7,47·10 ⁻²	-3,66·10 ⁻²	2,99·10 ⁻²	-2,60·10 ⁻²	2,60·10 ⁰	1,42·10 ⁻¹
Freshwater consumption [m ³]	4,14·10 ⁻²	6,84·10 ⁰	7,08·10 ⁻¹	4,79·10 ⁻¹	1,55·10 ⁻¹	3,87·10 ⁻¹	7,97·10 ⁻¹	4,05·10 ⁻¹
Freshwater ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	2,05·10 ⁻²	3,54·10 ⁻¹	5,74·10 ⁻²	4,33·10 ⁻²	2,42·10 ⁻²	3,80·10 ⁻²	3,98·10 ⁻²	3,81·10 ⁻²
Freshwater eutrophication [kg P eq.]	-1,14·10 ⁻²	-1,14·10 ⁻²	-1,14·10 ⁻²	-1,14·10 ⁻²	-1,14·10 ⁻²	-1,14·10 ⁻²	4,78·10 ⁻¹	4,59·10 ⁻²
Human toxicity potential, cancer [kg 1,4-DB eq.]	2,77·10 ⁻³	4,13·10 ⁻¹	4,29·10 ⁻²	2,94·10 ⁻²	9,27·10 ⁻³	2,29·10 ⁻²	2,91·10 ⁰	6,41·10 ⁻¹
Human toxicity potential, non-cancer [kg 1,4-DB eq.]	1,41·10 ²	1,42·10 ²	1,73·10 ²	1,50·10 ²	1,29·10 ²	1,50·10 ²	1,50·10 ²	1,50·10 ²
Ionizing radiation [kBq Co-60 eq. to air]	8,44·10 ⁻³	2,77·10 ⁻¹	3,42·10 ⁻²	2,46·10 ⁻²	1,11·10 ⁻²	1,86·10 ⁻²	2,21·10 ⁻²	1,86·10 ⁻²
Land use [annual crop eq.·y]	9,38·10 ⁻³	-8,91·10 ⁻²	-2,52·10 ⁻⁴	1,70·10 ⁻³	5,85·10 ⁻³	1,48·10 ⁻³	1,32·10 ⁻¹	1,40·10 ⁻²
Marine ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	1,74·10 ⁻²	1,67·10 ⁻²	2,14·10 ⁻²	1,84·10 ⁻²	1,60·10 ⁻²	1,85·10 ⁻²	1,87·10 ⁻²	1,86·10 ⁻²
Marine eutrophication [kg N eq.]	-1,50·10 ⁻²	-1,50·10 ⁻²	-1,50·10 ⁻²	-1,50·10 ⁻²	-1,50·10 ⁻²	-1,50·10 ⁻²	2,01·10 ⁻²	-1,19·10 ⁻²
Metal depletion [kg Cu eq.]	4,92·10 ⁻¹	3,98·10 ⁻¹	6,22·10 ⁻¹	4,65·10 ⁻¹	5,27·10 ⁻¹	6,87·10 ⁻¹	7,99·10 ⁻¹	6,96·10 ⁻¹
Photochemical ozone form., ecosystems [kg NO _x eq.]	1,24·10 ⁻⁴	1,07·10 ⁻⁴	1,21·10 ⁻⁴	1,06·10 ⁻⁴	1,00·10 ⁻⁴	8,38·10 ⁻⁵	2,95·10 ⁻³	3,18·10 ⁻⁴
Photochemical ozone form., human health [kg NO _x eq.]	1,24·10 ⁻⁴	1,06·10 ⁻⁴	1,20·10 ⁻⁴	1,05·10 ⁻⁴	9,98·10 ⁻⁵	8,34·10 ⁻⁵	9,17·10 ⁻¹	7,78·10 ⁻³
Stratospheric ozone formation [kg CFC-11 eq.]	3,13·10 ⁻⁸	2,69·10 ⁻⁸	3,04·10 ⁻⁸	2,66·10 ⁻⁸	2,48·10 ⁻⁸	2,07·10 ⁻⁸	3,82·10 ⁻³	6,07·10 ⁻⁴
Terrestrial acidification [kg SO ₂ eq.]	1,13·10 ⁻⁴	3,47·10 ¹	3,34·10 ⁰	2,24·10 ⁰	5,66·10 ⁻¹	1,68·10 ⁰	1,69·10 ⁰	1,68·10 ⁰
Terrestrial ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	2,24·10 ⁻²	1,93·10 ⁻²	2,18·10 ⁻²	1,91·10 ⁻²	1,88·10 ⁻²	1,58·10 ⁻²	3,28·10 ⁻²	1,63·10 ⁻²

11.9. melléklet

Forgatókönyvek normalizált értékei a veszprémi szennyvíztisztító telepen

Hatáskategória	Hagyományos működés	Intenzív fáklyázás	Kémiai P eltávolítás	Biológiai P eltávolítás	Nap-energia	Optimalizált szennyvíz-szabályozás	Ózonos kvaterner kezelés	Szekvenciális H ₂ O ₂ kvaterner kezelés
Climate change [kg CO ₂ eq.]	0,06	0,05	0,06	0,05	0,05	0,04	1,00	0,12
Fine particulate matter formation [kg PM _{2.5} eq.]	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	0,01	1,00	0,10
Fossil depletion [kg oil eq.]	0,03	-0,54	-0,03	-0,01	0,01	-0,01	1,00	0,05
Freshwater consumption [m ³]	0,01	1,00	0,10	0,07	0,02	0,06	0,12	0,06
Freshwater ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	0,06	1,00	0,16	0,12	0,07	0,11	0,11	0,11
Freshwater eutrophication [kg P eq.]	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02	-0,02	1,00	0,10
Human toxicity potential, cancer [kg 1,4-DB eq.]	0,00	0,14	0,01	0,01	0,00	0,01	1,00	0,22
Human toxicity potential, non-cancer [kg 1,4-DB eq.]	0,81	0,82	1,00	0,86	0,74	0,87	0,87	0,87
Ionizing radiation [kBq Co-60 eq. to air]	0,03	1,00	0,12	0,09	0,04	0,07	0,08	0,07
Land use [annual crop eq. ·y]	0,07	-0,67	-0,00	0,01	0,04	0,01	1,00	0,11
Marine ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	0,82	0,78	1,00	0,86	0,75	0,87	0,87	0,87
Marine eutrophication [kg N eq.]	-0,75	-0,75	-0,75	-0,75	-0,75	-0,75	1,00	-0,59
Metal depletion [kg Cu eq.]	0,62	0,50	0,78	0,58	0,66	0,86	1,00	0,87
Photochemical ozone form., ecosystems [kg NO _x eq.]	0,04	0,04	0,04	0,04	0,03	0,03	1,00	0,11
Photochemical ozone form., human health [kg NO _x eq.]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,01
Stratospheric ozone formation [kg CFC-11 eq.]	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	1,00	0,16
Terrestrial acidification [kg SO ₂ eq.]	0,00	1,00	0,10	0,06	0,02	0,05	0,05	0,05
Terrestrial ecotoxicity [kg 1,4-DB eq.]	0,68	0,59	0,66	0,58	0,57	0,48	1,00	0,50
Összesen	2,46	4,94	3,25	2,56	2,25	2,66	14,10	3,77