



Környezeti fenntarthatóság az infekciókontroll tevékenységben

Egyetemi doktori (PhD) értekezés

Kaposi Ádám

Témavezető: Dr. Kocsis Dénes László

DEBRECENI EGYETEM

Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács

Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola

Debrecen, 2026

Ezen értekezést a Debreceni Egyetem Természettudományi és Műszaki Tudományi Doktori Tanács, Juhász-Nagy Pál Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológiai programja keretében készítettem a Debreceni Egyetem természettudományi/műszaki doktori (PhD) fokozatának elnyerése céljából. Nyilatkozom arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Debrecen, 2026. július 02.

.....
Kaposi Ádám

Tanúsítom, hogy Kaposi Ádám doktorjelölt 2022-2026 között a fent megnevezett Doktori Iskola Kvantitatív és Terresztris Ökológiai programjának keretében irányítással végezte munkáját. Az értekezésben foglalt eredményekhez a jelölt önálló alkotó tevékenységével meghatározóan hozzájárult. Nyilatkozom továbbá arról, hogy a tézisekben leírt eredmények nem képezik más PhD disszertáció részét.

Az értekezés elfogadását javasolom.

Debrecen, 2026. július 02.

.....
Dr. Kocsis Dénes László

Környezeti fenntarthatóság az infekciókontroll tevékenységben

Értekezés a doktori (Ph.D.) fokozat megszerzése érdekében
a környezettudományok tudományágban

Írta: **Kaposi Ádám** okleveles népegészségügyi szakember

Készült a Debreceni Egyetem Juhász-Nagy Pál doktori iskolája
(Kvantitatív és Teresztis Ökológiai programja) keretében

Témavezető: **Dr. Kocsis Dénes László**

Az értekezés bírálói:

Dr.

Dr.

A bírálóbizottság:

elnök:

Dr.

tagok:

Dr.

Dr.

Dr.

Dr.

Az értekezés védésének időpontja: 2026.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	1
1.1. A klímaváltozás és az egészségügyi ellátórendszer kölcsönhatásai	1
1.1.1. A klímaváltozás egészségre gyakorolt hatásai.....	1
1.1.2. Az egészségügyi ellátórendszer környezeti terhelése	2
1.2. Az infekciókontroll szerepe és rendszere az egészségügyi ellátásban	5
1.2.1. Az infekciókontroll alapjai és az egészségügyi ellátással összefüggő fertőzések jelentősége.....	5
1.2.2. A környezeti infekciókontroll szerepe és hatásai.....	8
1.3. Egészségügyi hulladék	11
1.3.1. Az egészségügyi hulladék fogalma és globális jelentősége.....	11
1.3.2. Az egészségügyi hulladék mennyiségi jellemzői és nemzetközi összehasonlítása.....	12
1.3.3. A veszélyes egészségügyi hulladék jellemzői és osztályozása	13
1.3.4. A fertőző egészségügyi hulladék kockázatai és kezelése	15
1.3.5. Egészségügyi hulladékgazdálkodás szabályozása Magyarországon	17
1.4. Az egészségügyi hulladékképződést befolyásoló tényezők.....	18
1.5. Az egészségügyi hulladék mennyiségi értékelése	20
1.5.1. A hulladékképződés mérésének korlátai és torzító tényezői	20
1.5.2. A betegösszetételt és ellátási intenzitást leíró mutatók	21
1.5.3. Klasszikus hulladékképződési mutatók és korlátaik	22
1.5.4. A hulladékképződési mutatók normalizálása.....	24
1.6. Életciklus-alapú megközelítés az infekciókontroll környezeti értékelésében	25
1.6.1. Az életciklus-szemlélet szükségessége az egészségügyi környezeti értékelésben	25
1.6.2. Az életciklus-elemzés alapjai az egészségügyi alkalmazásokban	26
1.6.3. Az egyszerhasználatos egyéni védőeszközök mint a környezeti terhelés kritikus pontjai.....	28
1.6.4. Az életvégi kezelési útvonalak és környezeti jelentőségük	29
1.7. Fenntarthatóság az egészségügyi hulladékgazdálkodásban	32
2. Célkitűzések	36

3. Módszerek	42
3.1. A kutatássorozat felépítése	42
3.2. Fertőző egészségügyi hulladék képződését befolyásoló tényezők vizsgálata Magyarországon	44
3.2.1. Vizsgálati terület és időszak	44
3.2.2. Adatforrások	44
3.2.3. Vizsgált tényezők	45
3.2.4. Statisztikai elemzés	47
3.3. Veszélyes egészségügyi hulladék képződésének elemzése a Debreceni Egyetem Klinikai Központban	48
3.3.1. Vizsgálati terület és időszak	48
3.3.2. Adatforrások	48
3.3.3. Orvosi szakterületek	49
3.3.4. Vizsgált tényezők	50
3.3.5. Statisztikai elemzés	51
3.4. Korrigált mutató alkalmazása a kórházi hulladékgazdálkodás összehasonlítására	53
3.4.1. Vizsgálati terület és időszak	53
3.4.2. Adatforrások és vizsgált tényezők	54
3.4.3. Kórházak csoportosítása és osztályozási kritériumok	55
3.4.4. Indikátorfejlesztés és matematikai formalizálás	56
3.4.5. Statisztikai elemzés	58
3.5. Életciklus-elemzés alkalmazása az egyszerhasználatos egyéni védőeszközök kórházi hulladékgazdálkodásában	59
3.5.1. Cél és rendszerhatárok meghatározása	59
3.5.2. Életciklus-leltár és adatforrások	59
3.5.3. Rendszerhatárok és életvégi forgatókönyvek	61
3.5.4. Hatásvizsgálat és analitikai megközelítés	63
4. Eredmények és megbeszélés	65
4.1. Fertőző egészségügyi hulladék képződését befolyásoló tényezők vizsgálata Magyarországon	65

4.1.1. A fertőző egészségügyi hulladék termelés intézményi és regionális megoszlása	65
4.1.2. A fertőző egészségügyi hulladék termelését befolyásoló tényezők	73
4.2. Veszélyes egészségügyi hulladék képződésének elemzése a Debreceni Egyetem Klinikai Központban	81
4.2.1. Az intézmény hulladékösszetétele	81
4.2.2. Az egészségügyi hulladék mennyiségei és generációs rátái	84
4.2.3. A veszélyes egészségügyi hulladék mennyiségei az orvosi szakterületek szerint	87
4.2.4. A veszélyes egészségügyi hulladék mennyiségét befolyásoló potenciális tényezők	92
4.3. Korrigált mutató alkalmazása a kórházi hulladékgazdálkodás összehasonlítására	97
4.3.1. A kórházi hulladékképződés intézmények közötti különbségei	97
4.3.2. A betegösszetétel és az ápolási idő statisztikai összefüggései a hulladékképződéssel	100
4.3.3. A normalizált mutató értékelése és összehasonlítása	102
4.4. Életciklus-elemzés alkalmazása az egyszerhasználatos egyéni védőeszközök kórházi hulladékgazdálkodásában	107
4.4.1. A rendszer leírása és a modellezés hatóköre	107
4.4.2. Az intézményi életvégi kezelési útvonalak környezeti hatásai és éves trendjei	114
4.4.3. Döntéstámogatási vizsgálat	120
5. Záró következtetések	127
6. Összefoglalás	129
7. Summary	134
8. Új tudományos eredmények	139
9. Irodalomjegyzék	142
10. Köszönetnyilvánítás	161
11. Az értekezés alapjául szolgáló és egyéb közlemények listája	163
12. Mellékletek	165

Rövidítések jegyzéke

CAWI	Complexity-Adjusted Waste Index (komplexitásra korrigált hulladékindex)
CC	Climate change (éghajlatváltozás)
CDI	Clostridioides difficile infection (<i>Clostridioides difficile</i> fertőzés)
CMI	Case-Mix Index
COVID-19	Coronavirus Disease 2019 (Koronavírus betegség 2019)
DCB	Diklór-benzol; 1,4-DCB egyenérték
DEKK NC	Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campus
EH	Egészségügyi hulladék
EoL	End-of-Life (életvégi szakasz)
EÖF	Egészségügyi ellátással összefüggő fertőzés
EVE	Egyéni védőeszköz
EURO5	EURO 5 emissziós szabvány
FEH	Fertőző egészségügyi hulladék
FET	Freshwater ecotoxicity (édesvízi ökotoxicitás)
FFP2	Filtering Face Piece 2 (részecskeszűrő félálarc, 2-es védelmi szint)
FRS	Fossil resource scarcity (fosszilis erőforrás-kimerülés)
GDP	Gross Domestic Product (bruttó hazai termék)
GR	Generációs ráta
HAK	Hulladék Azonosító Kód
HBCs	Homogén betegcsoportok
HDPE	High-density polyethylene (nagy sűrűségű polietilén)
HIV	Human Immunodeficiency Virus (humán immundeficiencia vírus)

HT-c	Human toxicity – carcinogenic (humán toxicitás – karcinogén)
HT-nc	Human toxicity – non-carcinogenic (humán toxicitás – nem karcinogén)
IKT	Interkvartilis terjedelem
ISO	International Organization for Standardization (Nemzetközi Szabványügyi Szervezet)
ITO	Intenzív Terápiás Osztály
LDPE	Low-density polyethylene (kis sűrűségű polietilén)
MRK	Multirezisztens kórokozó
MT	Megbízhatósági tartomány
NEAK	Nemzeti Egészségbiztosítási Alapkezelő
NNGYK	Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ
OKIR	Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer
PE	Polietilén
PET	Polietilén-tereftalát
PM	Particulate matter (részecskeanyag; PM2.5 egyenérték)
PMF	Particulate matter formation (részecskeképződés)
POF-HH	Photochemical ozone formation – Human Health (fotokémiai ózonképződés – humán egészség)
PP	Polipropilén
SE	Standard error (standard hiba)
TAP	Terrestrial acidification (szárazföldi savasodás)
VEH	Veszélyes egészségügyi hulladék
WHO	World Health Organization (Egészségügyi Világszervezet)

Ábrák Jegyzéke

1. ábra. A statisztikai elemzés folyamata.....	53
2. ábra. Az egyéni védőeszköz felhasználás, a hulladékszeparáció és az intézményi életciklus végi kezelési utak rendszerábrája.....	63
3. ábra. A vizsgált intézmények megoszlása, valamint a fertőző egészségügyi hulladék mennyiségének és generációs rátájának területi jellemzői 2017 és 2021 között.....	69
4. ábra. A vizsgált intézmények fertőző egészségügyi hulladék generációs rátájának regionális megoszlása 2017 és 2021 között.....	70
5. ábra. A vizsgált intézmények fertőző egészségügyi hulladék generációs rátája az ágyszám szerinti csoportosításban.....	71
6. ábra. Az 1 000 ágynál nagyobb ágyszámú intézmények fertőző egészségügyi hulladék generációs rátája az ágyszám szerinti csoportosításban.....	72
7. ábra. A fertőző egészségügyi hulladék termelését befolyásoló tényezők éves változásai 2017 és 2021 között.....	74
8. ábra. Az egyes egészségügyi hulladéktípusok generációs rátáinak és a betegforgalmi intenzitás alakulása 2017 és 2021 között.....	87
9. ábra. Az orvosi szakterületeken keletkező veszélyes egészségügyi hulladék éves átlagos mennyiségei és intenzitása 2017 és 2021 között.....	90
10. ábra. A veszélyes egészségügyi hulladék generációs rátájának legnagyobb ingadozását mutató 5 orvosi szakterület 2017 és 2021 között.....	92
11. ábra. A vizsgált befolyásoló tényezők és a veszélyes egészségügyi hulladék közötti Spearman-féle korrelációs vizsgálat.....	93
12. ábra. A Case-Mix Index és a veszélyes egészségügyi hulladék generációs rátája közötti korrelációs vizsgálat.....	101

13. ábra. Az átlagos ápolási idő és a veszélyes egészségügyi hulladék generációs rátája közötti korrelációs vizsgálat.....	101
14. ábra. VEH GR és CAWI robusztus regressziós modelljeinek reziduálisai.....	104
15. ábra. Az egyes életvégi módszerekhez kapcsolódó hatások éves alakulása kezelési útvonalanként, hatáskategóriák szerint (2019–2023).....	116
16. ábra. Az éghajlatváltozási hatás forrásainak megoszlása életvégi kezelési útvonalanként	118
17. ábra. Normalizált, csoportosított midpoint hatások EoL útvonalanként.....	121
18. ábra. Az emberi és édesvízi toxicitással kapcsolatos hatások relatív változása (%) alternatív EoL- és hulladékfrakció-forgatókönyvek esetén	124

Táblázatok jegyzéke

1. táblázat. A vizsgált intézmények veszélyes egészségügyi hulladék és fertőző egészségügyi hulladék termelése kórháztypus szerint, 2017 és 2021 között.....	67
2. táblázat. A folytonos változóként értékelt befolyásoló tényezők Spearman-féle korrelációs elemzése a 2017–2021 közötti időszakban.....	75
3. táblázat. A kategorikus változóként értékelt befolyásoló tényezők Wilcoxon-féle rangösszegpróbája (Mann–Whitney-próba) a 2017–2021 közötti időszakban.....	76
4. táblázat. Robusztus regressziós elemzés a fertőző egészségügyi hulladék generációs rátája és az azt befolyásoló tényezők között a 2017–2021 közötti időszakban.....	79
5. táblázat. Az egyes hulladéktípusok százalékos hozzájárulása 2017 és 2021 között.....	83
6. táblázat. A veszélyes és nem veszélyes hulladék éves mennyiségei 2017-2021 között.....	85
7. táblázat. A veszélyes egészségügyi hulladékok termelődésének alakulása az egyes orvosi szakterületek között, 2017-2021-ben.....	88
8. táblázat. A veszélyes egészségügyi hulladék termelődésével összefüggő potenciális befolyásoló tényezők robusztus regressziós elemzése.....	95
9. táblázat. A hulladékképződés és a betegösszetettség összehasonlítása kórházcsoportok szerint.....	99
10. táblázat. A hulladékképződési mutatók és a kontrollváltozók közötti Spearman-féle korreláció.....	102
11. táblázat. A hulladékképződési mutatók és a kontrollváltozók robusztus regressziós elemzése	103

12. táblázat. A vizsgált egyéni védőeszközök, és hulladékgyűjtő edények anyagösszetétele és egységtömege.....	108
13. táblázat. A vizsgált egyéni védőeszközök életciklus-hatásvizsgálati eredményei a ReCiPe 2016 Midpoint (H) módszerrel, a kiválasztott midpoint indikátorok mentén (1 kg referenciaáram).....	111
14. táblázat. Az egyéni védőeszközök, az elsődleges csomagolás és a hulladékgyűjtő edények éves intézményi mennyiségei (2019-2023).....	114
15. táblázat. A Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campus egyszerhasználatos egyéni védőeszköz felhasználásának éves, aggregált környezeti hatásai 2019-2023).....	119
16. táblázat. A midpoint hatáseredmények relatív változása a hatáscsökkentő EoL- és hulladékfrakció-forgatókönyvek esetén a referenciaértékhez viszonyítva.....	125

1. Bevezetés

1.1. A klímaváltozás és az egészségügyi ellátórendszer kölcsönhatásai

1.1.1. A klímaváltozás egészségre gyakorolt hatásai

A klímaváltozás napjainkban a legnagyobb és leghosszabb ideje fennálló globális közegészségügyi fenyegetésnek tekinthető (Watts et al., 2018). Az antropogén eredetű klímaváltozás egészségügyi következményei egyrészt közvetlen módon jelentkeznek (például hőhullámok, árvizek vagy viharok által okozott halálesetek és sérülések formájában), másrészt közvetett hatásokon keresztül érvényesülnek (például a vektorok által terjesztett betegségek előfordulásának változása, valamint a víz- és levegőminőség, illetve az élelmiszerek elérhetőségének és minőségének romlása révén) (IPCC, 2022).

A klímaváltozás egészségre gyakorolt hatásai már napjainkban is mérhetőek és globális szinten jelentős többletterhelést jelentenek az egészségügyi rendszerek számára. A növekvő hőexpozíció közvetlen mortalitási kockázattal jár, valamint fokozza a kardiovaszkuláris, légzőszervi és metabolikus betegségek súlyosbodását (IPCC, 2022; Romanello et al., 2025). Bizonyított, hogy az emberi eredetű felmelegedés már jelenleg is hozzájárul a hőséggel összefüggő halálozás jelentős részéhez, globálisan a hőhöz köthető halálesetek mintegy 37%-a tulajdonítható ennek (Vicedo-Cabrera et al., 2021). A nem optimális hőmérsékletek évente több mint 5 millió halálesethez járulnak hozzá világszerte, és a hőhöz köthető halálozás különösen a sérülékeny populációkban növekszik; az elmúlt évtizedekben több mint 60%-os emelkedés volt megfigyelhető, főként az idősebb korcsoportokban (Q. Zhao et al., 2021; Romanello et al., 2025). A jövőbeni előrejelzések szerint a klímaváltozás következtében 2030 és 2050 között évente körülbelül 250 000 többlethalálozás várható globálisan (WHO, 2023).

A klímaváltozás továbbá komplex módon befolyásolja a fertőző betegségek epidemiológiáját, például a vektorok földrajzi elterjedésének megváltoztatásával, valamint rontja az élelmiszer- és vízbiztonságot, ami hosszú távon alultápláltsághoz és krónikus egészségkárosodáshoz vezethet (Hales et al., 2014; WMO, 2026).

A morbiditási teher szintén jelentős, hőhullámok idején a kórházi felvételek száma jellemzően 9-13%-kal emelkedik, ami közvetlen nyomást gyakorol az egészségügyi ellátórendszer kapacitására és működésére (IPCC, 2022; Ozturk et al., 2023). Ezek az adatok egyértelműen jelzik, hogy a klímaváltozás nem csupán környezeti, hanem egyre inkább az egészségügyi ellátórendszert érintő, komplex kihívásként is értelmezendő.

1.1.2. Az egészségügyi ellátórendszer környezeti terhelése

Bár az egészségügyi rendszerek igyekeznek alkalmazkodni a növekvő betegségteherhez, a kórházak és egyéb egészségügyi létesítmények jelentős mértékben hozzájárulnak a környezetszennyezéshez és a természeti erőforrások kimerítéséhez, ami végső soron tovább súlyosbítja a klímaváltozás problémáját (Yin et al., 2024).

Az egészségügyi szektor globálisan jelentős energia- és anyagfelhasználó, és számottevő módon hozzájárul az üvegházhatású gázok kibocsátásához. Ha a globális egészségügyi ágazat egy ország lenne, akkor a világ 5. legnagyobb CO₂-kibocsátója lenne (Karliner et al., 2019; Tee et al., 2024).

Nemzetközi becslések szerint az egészségügyi tevékenységek a globális üvegházhatású gázkibocsátás mintegy 4-5%-áért felelősek, ami a szektort a világ egyik legnagyobb erőforrás-igényű szolgáltatási rendszerévé teszi (Karliner et al., 2019; Lenzen et al., 2020; Or & Seppänen, 2024).

A kórházak környezeti terhelésének jelentős hányada a közvetlen energiafelhasználásból és az ehhez kapcsolódó CO₂-kibocsátásból származik.

Angliában az Országos Egészségügyi Szolgálat (National Health Service) az ország teljes CO₂-kibocsátásának mintegy 4%-áért felel, addig az Egyesült Államokban az egészségügyi szektor részesedése eléri a 8%-ot (McGain & Naylor, 2014).

Egy 26 európai országot vizsgáló, input–output alapú összehasonlító elemzés szerint az egészségügyi szektor az európai országok többségében a nemzeti karbonlábnyom mintegy 4–7%-áért felel. A vizsgálat Magyarországra vonatkozó becslése szerint az egészségügyi ellátás karbonlábnyoma 2,9 millió tonna CO₂-egyenérték volt, ami a nemzeti karbonlábnyom 5,4%-ának felelt meg (Pichler et al., 2019).

Empirikus bizonyítékok azt mutatják, hogy a környezeti hatások többsége az **ellátási lánc korai szakaszaiból**, vagyis a betegellátást megelőző, kórházon kívüli folyamatokból származik. Ezek magukban foglalják például a gyógyszerek, orvostechikai eszközök, egyéni védőeszközök (EVE), textíliák, élelmiszerek és egyéb beszerzett termékek nyersanyag-kitermelését, gyártását, csomagolását és beszállítását. Ezek a folyamatok a teljes kibocsátás mintegy 60-80%-át adják (Doucet et al., 2025; Malik et al., 2024; Olawade et al., 2025). A közvetlen helyszíni működés az intézményen belüli folyamatokat jelenti (például a fűtést, hűtést, világítást, légtechnikát, sterilizálást és egyéb épületüzemeltetési tevékenységeket). Az **életciklus végi szakaszok** pedig a felhasználást követő folyamatokat foglalják magukban, például a hulladékok gyűjtését, szállítását, sterilizálását, égetését, lerakását vagy a szennyvizek kezelését. E szakaszok hozzájárulása rendszerint kisebb, mint az ellátási lánc korai szakaszaié, bár egyes részfolyamatok helyi vagy intézményi szinten így is jelentősek lehetnek (Lenzen et al., 2020; Satta et al., 2024; Tennison et al., 2021).

Egy 2010-ben készült angol tanulmány azt állapította meg, hogy a kórházak CO₂ kibocsátásának 19%-a az intézmények közvetlen energiafelhasználáshoz,

16%-a a személyzet és a betegek utazásaihoz, 65%-a pedig a beszerzett áruk (pl. gyógyszerek, élelmiszerek és orvosi berendezések) előállításához kapcsolódott (McGain & Naylor, 2014).

Az Egyesült Államokban az egészségügyi szektor üvegházhatásúgáz-kibocsátása 2010 és 2018 között mintegy 6%-kal nőtt, elérve a körülbelül 1 692 kg CO₂-egyenérték/fő értéket (Eckelman et al., 2020). Az ehhez kapcsolódó légszennyező kibocsátások (különösen az ellátási lánc korai szakaszainak figyelembevételével) jelentős népességszintű egészségterheléssel hozhatók összefüggésbe (Eckelman et al., 2020; Eckelman & Sherman, 2016).

A gazdaság egészére kiterjedő elemzések továbbá azt mutatják, hogy az egészségügyi rendszerek többféle környezeti terheléshez is hozzájárulnak (beleértve a részecskeképződést, a savasodást okozó kibocsátásokat, az eutrofizációt és a vízhiányt), ami rávilágít arra, hogy a szektor környezeti lábnyoma messze túlmutat a klímaváltozáson (Lenzen et al., 2020; Pichler et al., 2019).

Az egészségügyi ellátórendszer tehát egyszerre kénytelen alkalmazkodni a klímaváltozás által fokozott egészségügyi terhelésekhez, miközben saját működésén keresztül maga is hozzájárul a környezeti terhelés növekedéséhez. Ezen összefüggések különösen jól megfigyelhetők az infekciókontroll területén, ahol a fertőzések megelőzésére irányuló tevékenységek – bár alapvető jelentőségűek a megbízhatóság szempontjából – jelentős erőforrás-felhasználással és környezeti terheléssel járnak.

1.2. Az infekciókontroll szerepe és rendszere az egészségügyi ellátásban

1.2.1. Az infekciókontroll alapjai és az egészségügyi ellátással összefüggő fertőzések jelentősége

Az infekciókontroll alapvető célja az egészségügyi ellátással összefüggő fertőzések (EÖF) megelőzése, ugyanakkor a járványügyi biztonság fenntartása érdekében alkalmazott eljárások és eszközök számottevő környezeti terheléssel járhatnak. Az egyszerhasználatos orvostechikai eszközök széles körű használata, az egyszerhasználatos EVE-k, a különböző fertőtlenítési gyakorlatok, valamint a veszélyes hulladék kezelése egyaránt jelentős hatást gyakorolnak a környezetre, és meghatározó szerepet töltenek be az egészségügyi intézmények fenntarthatósági törekvéseiben (Lim et al., 2024; Rizan et al., 2021).

Az infekciókontroll tevékenység hazai szabályozásának alapját a 20/2009. (VI. 18.) EüM rendelet képezi, amely az EÖF-ek megelőzésére, valamint a tevékenység szakmai minimumfeltételeire és felügyeletére vonatkozó előírásokat tartalmazza. A rendelet meghatározása szerint az infekciókontroll *„az egészségügyi ellátással összefüggő fertőző betegségek kialakulásában szerepet játszó tényezők ismeretén és elemzésén alapuló, a fertőzések megelőzését célzó intervenciós tevékenységek összessége”* (Egészségügyi Minisztérium, 2009).

EÖF-ről akkor beszélhetünk, ha a fertőzés a kórházi felvételt követően legalább 48-72 óra elteltével jelentkezik, az egészségügyi ellátás következményeként alakul ki, korábban sem klinikailag kimutatható, sem lappangó formában nem volt jelen. Ide sorolhatók továbbá azok az esetek is, amelyek a műtéti beavatkozást követő 30 napon belül, illetve implantátum beültetése esetén 90 napon belül jelentkeznek (Revelas, 2012; WHO, 2011). Az ilyen fertőzések nemcsak a betegeket érinthetik, hanem az egészségügyi

dolgozókat, valamint az ellátással kapcsolatba kerülő egyéb személyeket (például látogatókat vagy önkénteseket) is. Az EÖF-ek a betegellátás során fellépő leggyakoribb szövődmények közé tartoznak, és jelentős megbiztonsági kockázatot jelentenek (Haque et al., 2018; Revelas, 2012; WHO, 2011).

Az európai akut ellátó kórházakban előforduló EÖF-ek teljes száma évente körülbelül 4,3 millió betegre becsülhető (ECDC, 2024). A legfrissebb európai pontprevalencia-vizsgálat alapján a kórházi betegek mintegy 8%-a, vagyis megközelítőleg minden 12–13. beteg szenved legalább egy egészségügyi ellátással összefüggő fertőzésben (ECDC, 2024).

Az EÖF-ek fő okai a multirezisztens kórokozók (MRK), amelyek olyan kórokozók, amelyek több, jellemzően legalább három különböző antibiotikum-osztállyal szemben rezisztensek. Európában a leggyakoribb MRK-k közé tartozik az *Escherichia coli*, a *Staphylococcus aureus* és a *Klebsiella pneumoniae* (ECDC, 2023).

Magyarországon a legtöbb MRK fertőzést az *Escherichia coli*, az *Acinetobacter baumannii*, és a *Klebsiella* speciesek okozzák (NNGYK, 2024). Az EÖF-ek másik jelentős képviselői a *Clostridioides difficile* fertőzések (CDI), amelyek az antibiotikum-használathoz társuló hasmenések fő okai, és az EÖF gastrointestinalis fertőzések közel feléért felelősek (ECDC, 2022).

A COVID-19 világjárvány alatt az antibiotikum-használat növekedett, és az antibiotikum-rezisztencia mintázatai is megváltoztak, ami tovább növelte az EÖF-ek számát (CDC, 2022).

A 2017-2024 közötti időszakra vonatkozóan vizsgálva a hazai adatokat azt láthatjuk, hogy az MRK-k száma éves szinten folyamatos emelkedést mutat. 2021-ben (a COVID-19 pandémia hatására) 45,2%-kal több MRK fertőzést jelentettek a magyar kórházak, mint 2017-ben. Ez 10 000 ellátott betegre vonatkoztatva 111,5%-os emelkedést jelent az MRK-k incidenciájában. A

2021-es csúcsot (53,1/10 000 beteg) követően ugyan fokozatos mérséklődés figyelhető meg, azonban az incidencia 2024-ben (37,94/10 000 beteg) továbbra is jelentősen meghaladja a 2017-es szintet (25,1/10 000 beteg) (NNGYK, 2024).

Magyarországon a CDI alakulása 2017 után mérsékelt ingadozást mutat, az incidencia értéke ebben az évben 27,4/10 000 beteg volt. A COVID-19 pandémia időszakában, 2021-ben jelentős emelkedés következett be, amikor az incidencia elérte a 61,7/10 000 beteget. Az ezt követő években csökkenés figyelhető meg, azonban a 2024-es érték (40,6/10 000 beteg) továbbra is viszonylag magas szinten marad (NNGYK, 2024).

Az EÖF-ek jelentős terhet jelentenek mind az egészségügyi intézmények, mind a betegek számára. Kialakulásuk súlyos klinikai következményekkel járhat, meghosszabbíthatja a kórházi tartózkodás idejét, tartós egészségkárosodást és emelkedett halálozást eredményezhet. Az elhúzódozó ellátás és a szükséges terápiák jelentős többletköltséget jelentenek az intézmények számára, miközben a betegek és hozzátartozóik számára is fokozott terhet jelentenek. A kórházi fertőzések egyben közvetlen hatással vannak a beteg- és dolgozói biztonságra, valamint az egészségügyi ellátók megítélésére is (Egészségügyi Minisztérium, 2009; Ivanović et al., 2023; OECD, 2018).

Az infekciókontroll tevékenységek egymással szorosan összefüggő, komplex rendszert alkotnak. E tevékenységek egy része közvetlenül a betegellátási folyamatokhoz kapcsolódik, míg más elemek (különösen a környezeti infekciókontrollhoz tartozó beavatkozások) az egészségügyi intézmények fizikai környezetén keresztül fejtik ki hatásukat. Ezáltal az infekciókontroll nemcsak a betegek és az egészségügyi dolgozók védelmében játszik kulcsszerepet, hanem közvetlen kapcsolatot teremt a környezeti rendszerekkel is, amely a fenntarthatósági szempontok vizsgálatát is indokoltá teszi.

Az infekciókontroll eszközei:

- Egészségügyi ellátással összefüggő fertőzések surveillance-a és járványok elemzése
- Protokollok kidolgozása, bevezetése, ellenőrzése
 - Kézhigiéne
 - Antibiotikum politika
 - A személyzet és betegek fertőzések elleni védelme
 - **Környezeti infekciókontroll:**
 - Levegő ellátó rendszer
 - Vízellátó rendszer
 - Eszközkezelés (fertőtlenítés, sterilizálás)
 - Környezeti fertőtlenítő takarítás
 - Textília kezelés
 - **Egészségügyi veszélyes hulladék kezelése** (CDC, 2019; OEK, 2016)

1.2.2. A környezeti infekciókontroll szerepe és hatásai

A környezeti infekciókontroll olyan tevékenységek összességét jelenti, melyek célja azoknak az EÖF-ek megelőzése, melyek terjedésében a környezet szerepet játszik (Egészségügyi Minisztérium, 2009).

Az egészségügyi intézmények környezete a kórházak épületein belüli közegek (levegő, víz, felületek) összessége, melyek az EÖF-ek terjedésében szerepet játszhatnak (CDC, 2019; Egészségügyi Minisztérium, 2009).

A környezeti infekciókontroll az egészségügyi intézmények fertőzésmegelőzési stratégiájának alapvető eleme, amely nemcsak a betegbiztonságot szolgálja, hanem a dolgozók védelmét és az intézmények fenntartható működését is támogatja. Egyes elemei ugyanakkor jelentős

környezeti terheléssel járhatnak, elsősorban az energia- és vízfelhasználás, valamint a kibocsátott anyagok és keletkező hulladékok révén (CDC, 2019).

A betegellátó terek levegőminőségének biztosítása érdekében alkalmazott **légtechnikai rendszerek** folyamatos működése jelentős energiaigénnyel jár, amely hozzájárul az egészségügyi intézmények üvegházhatású gázkibocsátásához és teljes ökológiai lábnyomához (CDC, 2019; González González et al., 2018). A műtők energaintenzitása egyes vizsgálatok szerint három-hatszorosa lehet a kórház egészének átlagos energaintenzitásához képest, elsősorban a fűtés, hűtés és légtechnikai igény miatt (MacNeill et al., 2017).

A **vízfelhasználás** szintén meghatározó tényező, mivel a kórházak jelentős mennyiségű vizet használnak fel (a városi teljes vízhasználatának kb. az 1%-t teszi ki, és az egy ágyra jutó éves vízfogyasztás több száz m³ nagyságrendű). Ennek számottevő része a mindennapi higiénés tevékenységekből, valamint az infekciókontrollhoz kapcsolódó folyamatokból származik (Batista et al., 2019; García-Sanz-calcedo et al., 2017; Lenzen et al., 2020). A keletkező szennyvizek a kommunális szennyvízhez tartoznak, azonban nagyobb arányban tartalmazhatnak gyógyszermaradványokat, fertőtlenítőszeres bomlástermékeket és kórokozókat, ami fokozott környezeti kockázatot jelent (Escher et al., 2011; Majumder et al., 2021). Egyes vizsgálatok szerint a kórházi szennyvizekben számos gyógyszerhatóanyag és antibiotikum-rezisztencia-gén is kimutatható, és egyes vegyületek a befogadó vízi környezetre nézve magas kockázatot képviselhetnek (Rodríguez-Rodríguez et al., 2023).

Az **eszközkezelés és sterilizálás** további környezeti terhelést jelent, különösen a magas víz- és energiaigényű technológiák alkalmazása miatt; egyes gőzsterilizálási eljárások során egyetlen ciklus több száz liter víz felhasználásával járhat (Keil et al., 2023; Kollu et al., 2022).

A **környezeti fertőtlenítő takarítás** során alkalmazott vegyi anyagok szintén jelentős környezeti hatással bírnak, mivel a gyakran használt kationos hatóanyagok, különösen a kvaterner ammóniumvegyületek, perzisztens és bioaktív tulajdonságaik révén toxikus hatást fejthetnek ki a vízi ökoszisztémákra, és környezetszennyezőként kerültek azonosításra (Hora et al., 2020).

A **textíliakezelés** során alkalmazott magas hőmérsékletű, fertőtlenítő hatású mosási technológiák jelentős energiafelhasználással járnak, továbbá hozzájárulhatnak a mikroszálak és egyéb szennyezőanyagok környezetbe jutásához (De Falco et al., 2018).

A fenti tényezők alapján megállapítható, hogy az infekciókontroll intézkedések, bár alapvetőek a fertőzések megelőzésében, egyben komplex környezeti terhelést is jelentenek, így a modern megközelítésekben egyre nagyobb hangsúlyt kap a fertőzésmegelőzés és a környezeti fenntarthatóság szempontjainak összehangolása (Lim et al., 2024; Rizan et al., 2021).

Az infekciókontroll tevékenységek környezeti hatásai közül kiemelt jelentőségű a **hulladékképződés**, amely elsősorban az egyszerhasználatos eszközök és EVE-k széles körű alkalmazásából adódik (Daschner & Dettenkofer, 1997; WHO, 2014). Az EÖF-ek pedig (különösen az MRK-k által okozott esetek) tovább fokozzák az egyszerhasználatos EVE-k és az izolációhoz kapcsolódó eszközök és fogyóanyagok felhasználását (Prasad et al., 2022; Rizan et al., 2021; M. Singh et al., 2022).

1.3. Egészségügyi hulladék

1.3.1. Az egészségügyi hulladék fogalma és globális jelentősége

A világ népességének növekedése és az egészségügyi szolgáltatásokhoz való hozzáférés javulása, valamint az egészségügyi ipar fejlődése következtében az **egészségügyi hulladék (EH)** mennyisége is exponenciális ütemben, évente 2-3%-kal növekszik (Joneghani et al., 2022; H. Li et al., 2021; Wang et al., 2023). Az EH hozzájárul a klímaváltozáshoz, és annak nem megfelelő kezelése közvetlen veszélyt jelent a közegészségügyre (Alharbi et al., 2021; Yin et al., 2024).

Általánosságban elmondható, hogy az EH növekedése a fejlett országokban magasabb, míg a fejlődő országok elsősorban a hulladékgazdálkodással és -ártalmatlanítással kapcsolatos problémákkal küzdenek (Al-Khatib, 2024; Chew et al., 2023; Ciplak & Kaskun, 2015; WHO, 2014).

Az egészségügyi szektorban keletkező hulladék jogi szabályozása régióként és országonként eltérő lehet, ugyanakkor még az alkalmazott definíciók között is számos különbség tapasztalható (S. M. Lee & Lee, 2022; N. Singh et al., 2021).

Az Egészségügyi Világszervezet (World Health Organization, WHO) egyértelmű definíciókat és osztályozásokat biztosít, hangsúlyozva a biztonságos kezelés kritikus szükségességét az egészségügyi dolgozók, hulladékkezelők és a lakosság expozíciós kockázatainak csökkentése érdekében (WHO, 2014, 2022).

A WHO meghatározása szerint az EH magában foglal minden olyan hulladékot, amely egészségügyi létesítményekben, kutatóközpontokban és laboratóriumokban, orvosi beavatkozásokkal összefüggésben keletkezik (WHO, 2014). Az eltérő jogi szabályozások és definíciók ellenére az EH-ot általában két fő csoportra osztják: veszélyes és nem veszélyes (kommunális) hulladéokra. A nem veszélyes EH nem jelent jelentős környezeti vagy

egészségügyi kockázatot, és összetétele nagyrészt a háztartási hulladéknak felel meg (WHO, 2014).

1.3.2. Az egészségügyi hulladék mennyiségi jellemzői és nemzetközi összehasonlítása

Az EH mind a magas jövedelmű, mind az alacsony és közepes jövedelmű országokban kritikus környezeti és közegészségügyi problémát jelent, jelentős különbségekkel a hulladékgazdálkodási infrastruktúrák, szabályozások és végrehajtási mechanizmusok tekintetében (Bai et al., 2024; Letho et al., 2021). A fejlett országokban a szabályozási keretek (például az EU Hulladék Keretirányelve vagy a WHO iránymutatásai) szilárd standardokat biztosítanak a hulladék szelektálására, szállítására, kezelésére és ártalmatlanítására vonatkozóan (EC, 2008; WHO, 2014). Ugyanakkor az előírások betartásának hiányosságai és az idősödő népesség, valamint az orvostechnológiai fejlődés miatt növekvő hulladékmennyiség továbbra is tartós kihívást jelent (Chew et al., 2023; Roletto et al., 2024). Ezzel szemben számos fejlődő ország súlyos korlátokkal küzd, beleértve a nem megfelelő szakpolitikai végrehajtást, az infrastrukturális hiányosságokat és a korlátozott lakossági tudatosságot, ami az EH nem biztonságos kezeléséhez és ellenőrizetlen lerakásához vezet (Alagha et al., 2018; Al-Khatib, 2024).

Az egészségügyi hulladék mennyiségi jellemzésére a hulladék generációs ráta (EH generációs ráta, EH GR) szolgál, amely az egy kórházi ágyra jutó, egy nap alatt keletkező hulladék tömegét fejezi ki (kg/ágy/nap). A WHO becslése szerint a világ országaiban az EH mennyisége 0,5 és 3,0 kg/ágy/nap között mozog (WHO, 2014).

Egy tanulmány, amely 78 ország EH-ra vonatkozóan végzett metaanalízist 2000 januárja és 2021 májusa között, átlagosan 2,04 kg EH keletkezését állapította meg kórházi ágyanként, naponta (0,3-8,4 kg/ágy/nap) (N. Singh et

al., 2021). A vizsgálat eredményei szerint a legkisebb mennyiségű EH Afrikában keletkezett, átlagosan 1,17 kg/ágy/nap (0,4-2,5 kg/ágy/nap), ezt követte Ázsia 1,68 kg/ágy/nap (0,3-5,4 kg/ágy/nap) átlaggal (N. Singh et al., 2021). Európában az átlagos EH GR már 2,61 kg/ágy/nap (0,3-4,4 kg/ágy/nap) volt, míg a legnagyobb mennyiség Amerikában keletkezett, átlagosan 3,82 kg/ágy/nap (0,4-8,4 kg/ágy/nap) (N. Singh et al., 2021). Európában más vizsgálatok azt találták, hogy Görögországban alacsonyabb EH GR volt jellemző (0,3 kg/ágy/nap) (Sepetis et al., 2022), míg Törökországban (2,11 kg/ágy/nap) (Çetinkaya et al., 2020), Portugáliában (2,5-4,5 kg/ágy/nap) (B.-K. Lee et al., 2004) és Franciaországban (3,3 kg/ágy/nap) (Bdour et al., 2007) lényegesen magasabb értékeket jelentettek.

1.3.3. A veszélyes egészségügyi hulladék jellemzői és osztályozása

A **veszélyes egészségügyi hulladék (VEH)** jelentős biológiai, kémiai, fizikai vagy radioaktív veszélyt jelenthet (gyakran ezek kombinációját), és kezelésük speciális intézkedéseket igényel (kiválasztás, tárolás, szállítás, ártalmatlanítás) (Awodele et al., 2016; Homayouni & Pishvae, 2020; Makan & Fadili, 2020). Emiatt a veszélyes hulladék kezelési költsége tízszerese a nem veszélyes hulladéknak (Amariglio & Depaoli, 2021).

A WHO osztályozása alapján a VEH további 7 csoportra osztható:

- fertőző hulladék,
- patológiai hulladék,
- éles hulladék,
- kémiai hulladék,
- gyógyszerhulladék,
- citotoxikus hulladék és
- radioaktív hulladék (WHO, 2014).

A VEH mintegy 90-95%-a fertőző, ami potenciális biológiai kockázatot jelent (WHO, 2014). Ezekben az esetekben a mikroorganizmusok olyan mennyisége vagy koncentrációja lehet jelen, amely elegendő a betegség kialakulásához (Hachicha et al., 2014; Homayouni & Pishvae, 2020). A WHO jelentése szerint a nem veszélyes egészségügyi hulladék aránya 75-90%, míg a VEH aránya 10-25% (ebből fertőző 10%, kémiai/radioaktív 5%) (WHO, 2014). Ez az eloszlás megfelel a nemzetközi szakirodalomban leírtaknak, bár egyes szerzők ennél jóval magasabb VEH arányról (39-42%) számoltak be (Mmerek et al., 2017; Wilujeng, 2019). Görögországban az egy kórházi ágyra jutó napi VEH mennyiséget átlagosan 0,7 kg-ban határozták meg, és a legnagyobb kibocsátók az egyetemi kórházak voltak (Sepetis et al., 2022). Katar kórházaiban a VEH generációs rátája (VEH GR) 2,6 és 3,1 kg/ágy/nap között mozgott, és folyamatos növekedést mutatott (Naemi et al., 2021). Az európai országok közül például Görögországban valamivel magasabb, 0,7 kg/ágy/nap VEH GR volt megfigyelhető (Sepetis et al., 2022).

A WHO becslése szerint országonként átlagosan 0,2-0,5 kg VEH keletkezik kórházi ágyanként naponta (WHO, 2014). A VEH jelentős kockázatot jelent a környezetre és az emberi egészségre. Ennek következtében nem helyezhető közvetlenül hulladéklerakóba, káros hatásait előbb csökkenteni kell (N. Singh et al., 2021; Thakur, 2021). Egy 2022-ben publikált WHO tanulmány szerint az egészségügyi intézmények 33%-a nem kezeli megfelelően a hulladékát (WHO, 2022). Egy 24 fejlődő országot vizsgáló tanulmány arra a következtetésre jutott, hogy az egészségügyi intézmények 18-64%-a nem ártalmatlanítja hatékonyan a keletkezett VEH-t (N. Singh et al., 2021).

1.3.4. A fertőző egészségügyi hulladék kockázatai és kezelése

A VEH 90-95%-a fertőző, azaz életképes patogén mikroorganizmusokat vagy azok toxinjait tartalmazza olyan mennyiségben, hogy betegséget okozhatnak (Naemi et al., 2021; WHO, 2014). A **fertőző egészségügyi hulladék (FEH)** az alábbiak szerint kerül besorolásra: izolált (fertőző) betegből származó hulladék, vérrel vagy egyéb testnedvekkel szennyezett hulladék, tenyészetek, laboratóriumi munka során keletkező fertőző ágenseket tartalmazó anyagok (WHO, 2014).

Az FEH elősegítheti bizonyos kórokozók terjedését. A humán immundeficiencia vírus (HIV), a hepatitis B és a hepatitis C a vér és váladékok útján terjedő fertőzések közé tartoznak, amelyek főként fertőzött, használt fecskendők és éles eszközök által vihetők át (Oli et al., 2016; Pépin Jacques AND Abou Chakra, 2014). Ezek elsősorban a hulladékot kezelő és szállító személyekre jelentenek kockázatot. Egy vizsgálat több mint 30 kórokozó fertőzési kockázatát írta le az FEH-ban, köztük az *Escherichia coli*, a *Staphylococcus aureus*, a *Pseudomonas aeruginosa*, valamint a tífusz kórokozóit (Sapkota et al., 2014). A COVID-19 vírus a betegellátás során használt EVE-ken akár 7 napig, bizonyos mesterséges felületeken pedig akár 9 napig is életképes maradhat, ami arra utal, hogy az FEH potenciális közvetítője lehet a vírusnak (Chew et al., 2023; Kampf et al., 2020).

A magas fertőzési kockázat miatt az FEH-t a hulladéklerakóba történő elhelyezés előtt kezelni kell, azaz csökkenteni szükséges az életképes kórokozók számát (Sanito et al., 2024; Thakur, 2021). Ez csökkentheti a környezet biológiai terhelését, és megelőzheti a fertőző betegségek terjedését (Homayouni & Pishvaei, 2020). A kezelés két leggyakoribb módszere az égetés és a gőzsterilizálás (autokláv sterilizálás), de alkalmaznak mikrohullámú besugárzást és kémiai fertőtlenítést is (al-Sulbi et al., 2023; Rahmani et al., 2020). Az égetés a leggyakrabban alkalmazott kezelési

módszer, mivel jelentősen csökkenti a hulladék tömegét és térfogatát, azonban a visszamaradó pernye jelentős talaj- és felszíni vízszennyezést okozhat (Gidakos et al., 2009; Hong et al., 2018). A nagy nyomáson történő gőzsterilizálás környezeti és közegészségügyi szempontból kedvezőbb ártalmatlanítási módszer (Giakoumakis et al., 2021; Voudrias, 2016). Számos tanulmány szerint az FEH nem megfelelő kezelése és ártalmatlanítása elsősorban a fejlődő országokban jelent problémát (Chew et al., 2023; Maaroufi et al., 2020; N. Singh et al., 2021). A fejlődő országokban a kórházi hulladék nem biztonságos kezelése hozzájárul a fertőző betegségek terjedéséhez, amely évente 0,4-1 millió halálesetért tehető felelőssé (N. Singh et al., 2021).

A EH-hoz képest az FEH generációs rátáira (FEH GR) vonatkozóan kevesebb szakirodalmi adat áll rendelkezésre az egyes egészségügyi intézmények szintjén, és jelentős eltérések figyelhetők meg még az egyes országokon belül is. Tajvanon a helyi kórházakban mérték a legmagasabb FEH GR-t (0,88 kg/ágy/nap), ezt követték az orvosi központok (0,60 kg/ágy/nap), majd a regionális kórházak (0,44 kg/ágy/nap) (Cheng et al., 2009). A WHO adatai alapján Dél-Afrikában az FEH termelés 0,008-1,53 kg/ágy/nap között alakult, míg a legnagyobb mennyiséget az Egyesült Államok kórházaiban mérték, ahol ez az érték 0,038-2,79 kg/ágy/nap között volt (WHO, 2014). Egy Etiópiában, a COVID-19 világjárvány idején végzett vizsgálat 2,1 kg/ágy/nap FEH GR értéket mutatott ki (Lemma et al., 2022). Egy európai tanulmány, amely Belgium, Németország és Ausztria kórházait vizsgálta, megállapította, hogy a pandémia során az FEH GR 0,2-1,4 kg/ágy/nap értékről 5-8 kg/ágy/nap értékre emelkedett (Fraeyman et al., 2022). A COVID-19 betegeket ellátó intézmények hulladékösszetétele megegyezik a nem COVID-19 betegeket ellátó kórházakéval (WHO, 2022).

1.3.5. Egészségügyi hulladékgazdálkodás szabályozása Magyarországon

Magyarországon az egészségügyi hulladékhoz kapcsolódó hulladékgazdálkodási tevékenységek jogi szabályozása az Európai Unió fő hulladékgazdálkodási dokumentumán, a „Hulladék Keretirányelven (2008/98/EK)” alapul (EC, 2008). A jogszabály a hulladékkategóriákat a keletkezés forrása alapján osztályozza, amelyeket Hulladék Azonosító Kódokkal (HAK) jelölnek (EU, 2004). A HAK csoportok tartalmazznak nem veszélyes és veszélyes hulladékokat is, és az EH kódjai jellemzően a 18-as számmal kezdődnek („Emberek vagy állatok egészségügyi ellátásából és/vagy az azzal kapcsolatos kutatásból származó hulladék”) (EU, 2004).

Magyarországon az EH-val kapcsolatos hulladékgazdálkodási tevékenységek törvényi szabályozását 2 jogszabály dokumentálja. A 2012. évi CLXXXV törvény a hulladékról, mely megkülönbözteti a háztartási hulladékhoz hasonló hulladékot és a fertőző hulladékot. A fertőző hulladék a definíció szerint *„olyan hulladék, amely életképes mikroorganizmusokat vagy azok toxinjait tartalmazza, amelyek közismerten vagy megalapozott feltételezések szerint betegséget okoznak az emberben vagy más élő szervezetekben.”* (Magyarország Országgyűlése, 2012). A 12/2017. (VI.12.) EMMI rendelet az egészségügyi szolgáltatónál képződő hulladékkal kapcsolatos hulladékgazdálkodási tevékenységekről pedig további csoportokra osztja az egészségügyi intézményekben keletkezett hulladékot, 4 fő csoportot meghatározva: a) egészségügyi hulladék, b) egészségügyi veszélyes hulladék, c) speciális egészségügyi veszélyes hulladék, d) gyógyszerhulladék (Emberi Erőforrások Minisztériuma, 2017).

A speciális egészségügyi hulladék kategória megfelel az FEH-nak, amely Magyarországon a HAK 18 01 03* kóddal kerül besorolásra („Egyéb hulladék, amelynek gyűjtése és ártalmatlanítása speciális követelményekhez kötött a fertőzések elkerülése érdekében”). Ez a hulladékcsoporthoz magában foglalja az

éles vagy hegyes eszközöket, a vérrel és váladékkal szennyezett hulladékot, vért és vérkészítményeket, szervmaradványokat, kísérleti állatokból származó hulladékot, citosztatikumokkal szennyezett hulladékot, mikrobiológiai hulladékot, valamint fertőző beteg ellátása során keletkező hulladékot (Emberi Erőforrások Minisztériuma, 2017). A jogszabály szerint az egyszerhasználatos felnőtt- és gyermekpelenkákat általános hulladékként kell elkülöníteni (a fertőző betegek pelenkáinak kivételével), azonban a tapasztalatok azt mutatják, hogy a magyar kórházak többsége ezeket FEH-ként kezeli.

Az FEH kezelése Magyarországon leggyakrabban égetéssel és gőzsterilizálással történik, amelyet jellemzően az egészségügyi intézményeken kívüli ártalmatlanító létesítményekben végeznek.

1.4. Az egészségügyi hulladékképződést befolyásoló tényezők

Számos tanulmány már azonosította azokat a tényezőket, amelyek befolyásolják az EH, és az FEH képződését. Ezek egy része az **egészségügyi intézményekre jellemző tényező** (például: kórház típusa, ágyszám, fekvőbetegek száma, járóbetegek száma, betegnapok száma, intenzív osztályos ágyak száma, alkalmazottak száma, egyéb speciális tényezők) (Bdour et al., 2007; Idowu et al., 2013; Komilis et al., 2011; Sepetis et al., 2022). A tényezők egy másik csoportja ettől független, kifejezetten a hulladékképződést befolyásoló **társadalmi-gazdasági tényezők** (például: várható élettartam, humán fejlettségi index, átlagos iskolai évek száma, bruttó hazai termék (GDP), egészségügyi kiadások, egészségbiztosítással kapcsolatos tényezők) (Cheng et al., 2009; Minoglou et al., 2017; Vaccari et al., 2018).

Egy tajvani vizsgálat, amely 150 egészségügyi intézmény EH-ját elemezte, megállapította, hogy az FEH fő forrásai a műtétek, a dialízis, a laboratóriumi tevékenységek, az intenzív osztályok, a belgyógyászat és a sebészet. Emellett

statisztikailag szignifikáns hatást mutattak ki az FEH képződésére az ágyszám tekintetében (Cheng et al., 2009).

Korábbi vizsgálatok kimutatták azt is, hogy az **oktatási és kutatási tevékenységet** végző, egyetemekhez kapcsolódó intézmények a nagyobb anyag- és eszközfelhasználás következtében több hulladékot termelnek (Sepetis et al., 2022).

Befolyásoló tényező lehet az **egyszerhasználatos felnőtt- és gyermekpelenkák** hulladéka is. Ezeket általában nem veszélyes hulladékként kezelik, és a teljes hulladékáram mintegy 1,5-4%-át tehetik ki (Odia & Adekunle, 2017).

A **COVID-19** szintén jelentős hatással volt az EH mennyiségére. A világjárvány következtében megnőtt az egyszerhasználatos orvosi eszközök és EVE-k (főként maszkok és kesztyűk) mennyisége, ami az EH jelentős növekedéséhez vezetett (Ranjbari et al., 2022; Voudrias, 2023). Csak 2021-ig megközelítőleg 8,4 millió tonna pandémiával összefüggő műanyag hulladék keletkezett, amelynek 73%-a az egészségügyi szektorból származik (Peng et al., 2021). A COVID-19 pandémia során az EH GR-je világszerte 3,4 kg/ágy/nap értékre emelkedett, ami nagyrészt az egyszerhasználatos EVE-k fokozott használatának tudható be (Peng et al., 2021; UNEP, 2020).

A COVID-19 időszak alatt az intézményi egészségügyi hulladékrendszereket hirtelen volumennövekedések terhelték. Vuhanban 2020 elején a klinikai hulladékképződés mintegy ötszörös–hatszoros növekedést mutatott, ami jól tükrözi az intenzívebb infekciókontroll-intézkedések azonnali hatását a hulladékkezelési kapacitásokra (Chen et al., 2021). Hasonló mértékű növekedés volt megfigyelhető a COVID-19 járvány miatt a világ számos kórházában. A COVID-19 betegeket ellátó európai kórházakban a FEH képződése a pandémia előtti, jellemzően körülbelül 0,2-1,4 kg/ágy/nap értékekről csúcsidőszakban mintegy 5-8 kg/ágy/nap értékre emelkedett

(Fraeyman et al., 2022). Brazíliában az FEH GR a pandémia következtében 150%-kal nőtt (Martins et al., 2021). Ugyanakkor a WHO egyes kórházakban átlagosan több mint tízszeres növekedést is kimutatott (WHO, 2022). Egy Kínában végzett vizsgálat a COVID-19 járvány kitörése során az FEH 600%-os növekedését írta le (Bank, 2020).

A COVID-19 világjárvány mellett a kórházak működésére egyre nagyobb terhet jelentenek EÖF-ek növekvő esetszámai is (ECDC, 2013). Feltételezhető azonban, hogy az EH mennyiségét ezeken kívül számos egyéb tényező is befolyásolhatja.

1.5. Az egészségügyi hulladék mennyiségi értékelése

1.5.1. A hulladékképződés mérésének korlátai és torzító tényezői

Az EH mennyiségi értékelése számos módszertani kihívással jár, mivel a képződési értékeket jelentősen befolyásolják az intézményi és klinikai sajátosságok.

A kórházi hulladék mennyisége jelentősen változhat az intézmény típusától, az ellátott betegpopuláció összetételétől, az alkalmazott orvosi beavatkozások jellegétől és az alkalmazott kezelési protokolloktól függően (Minoglou et al., 2017; Neves et al., 2022). Emellett a különböző országokban alkalmazott jogszabályok és definíciók nem egységesek, ami megnehezíti a nemzetközi összehasonlításokat (S. M. Lee & Lee, 2022; WHO, 2014). Továbbá a betegforgalom (különösen az intenzív ellátásban részesülő és a sebészeti betegek aránya) szoros összefüggést mutat a fertőző és veszélyes hulladék mennyiségével. Azok a kórházak, ahol nagyobb arányban vannak sebészeti vagy intenzív osztályos betegek, elkerülhetetlenül magasabb fajlagos hulladékképződési értékeket jelentenek ágyra vagy betegre vetítve, mivel ezek az osztályok több fogyóanyagot, sterilizálási segédanyagot és egyszerhasználatos EVE-t használnak fel. Ezen klinikai tényezők

figyelembevételének hiányában a különböző profilú kórházak hulladéktermelésének összehasonlítása félrevezetővé eredményt adhat (Cheng et al., 2009).

Az ilyen intézményi sajátosságok eleve torzítják a hagyományos mutatókat, mivel ezek az intézmények a magasabb ellátási és beavatkozási intenzitás következtében nagyobb fajlagos hulladékképződést mutatnak, ami a hagyományos mutatók alapján kedvezőtlenebb teljesítmény látszatát keltheti, anélkül, hogy ez a hulladékgazdálkodás hatékonyságának hiányosságát tükrözné. (Neves et al., 2022).

E tényezők közül kiemelten fontos a betegösszetétel és az ellátási intenzitás, amely számszerűen az esetsúlyindex (Case-Mix Index - CMI) és átlagos ápolási idő mutatókkal ragadható meg.

1.5.2. A betegösszetételt és ellátási intenzitást leíró mutatók

A **CMI** egy világszerte alkalmazott mutató, amely az adott kórház betegpopulációja által igényelt ellátás átlagos erőforrás-szükségletét és komplexitását méri (Centers for Medicare & Medicaid Services (CMS), 2022; Imani et al., 2022). A CMI a betegkomplexitást tükrözi: minél magasabb az értéke, annál súlyosabb és nagyobb ellátási igényű eseteket lát el a kórház vagy az adott egység (Alshehri et al., 2023; Hyer et al., 2021). A magasabb CMI-értékkel rendelkező intézmények, egységek jellemzően komplexebb, erőforrás-igényesebb beavatkozásokat végeznek, amelyek több egyszerhasználatos eszköz, steril anyag és EVE alkalmazásával járnak, ezáltal hozzájárulnak a magasabb fajlagos hulladékképződéshez. Ennek megfelelően a CMI figyelembevétele elengedhetetlen a különböző profilú egészségügyi intézmények hulladékképződési adatainak összehasonlításakor (Xin, 2015).

Az **ápolási idő** kulcsszerepet játszik a hulladékképződésben, ugyanakkor gyakran figyelmen kívül marad. Számos tanulmány igazolta az összefüggést,

miszerint a rövidebb ápolási idő (amely az akut ellátást nyújtó, magas betegforgalmú intézményekre jellemző) magasabb napi hulladékképződéssel társul, az ellátás fokozott intenzitása, az egyszerhasználatos diagnosztikai anyagok gyakori alkalmazása, valamint az EVE-k használata miatt (Prasad et al., 2022; M. Singh et al., 2022). Ezzel szemben a hosszabb ápolási idővel jellemezhető kórházak általában kevésbé intenzív napi beavatkozásokat végeznek, ami viszonylag alacsonyabb napi hulladékképződési rátát eredményez (Eker & Bilgili, 2011). Ezen bizonyítékok alapján az ápolási idő az intézményi ellátási intenzitás és profil egyik jelzőmutatójának tekinthető.

1.5.3. Klasszikus hulladékképződési mutatók és korlátaik

A korai vizsgálatok egyszerű, egységalapú mutatókat alkalmaztak (például kilogramm hulladék/ágy, beteg vagy nap), a kórházi hulladékképződés mennyiségi meghatározására és összehasonlítására. Ezeket a klasszikus egységnyi képződési rátákat széles körben alkalmazták egyszerűségük és az adatok könnyű hozzáférhetősége miatt, azonban nem tükrözik az egészségügyi intézmények működési és klinikai heterogenitását.

- **kg/nap** – Ez a mutató egy egészségügyi intézmény teljes napi hulladékképződését fejezi ki. Bár könnyen számítható és alkalmas a teljes volumen megragadására, nem veszi figyelembe az intézményi méretet (pl. ágyszám) vagy a betegforgalmat, ami korlátozza az intézmények közötti összehasonlíthatóságát (Komilis et al., 2012).

- **kg/év** – Hosszú távú trendek elemzésére és éves jelentésekhez alkalmas, mivel egy év teljes hulladékmennyiségét aggregálja. Ugyanakkor nem tesz különbséget az egészségügyi szolgáltatások típusai között, és nem korrigál a betegforgalom vagy az esetszerkezet eltéréseire (Cheng et al., 2009).

- **kg/beteg** – Pontosabban veszi figyelembe a betegáramlást azáltal, hogy a teljes hulladékmennyiséget a kezelt betegek számához viszonyítja, azonban

nem különbözteti meg a különböző egészségügyi szükségletű, eltérő kezelési típusú vagy erőforrás-igényű betegeket, így korlátozott az összehasonlíthatósága az egészségügyi intézmények között (Bdour et al., 2007).

A leggyakrabban alkalmazott egységnyi hulladék generációs ráta a **kg/ágy/nap**, amely a napi hulladékmennyiséget az ágyszámmal osztja. Ez a mutató jól ismert egységet biztosít a kórházak közötti összehasonlításhoz, előnyei közé tartozik az egyszerű alkalmazhatóság és a széles körű adat-elérhetőség (WHO, 2014). Ugyanakkor korlátai is hangsúlyozandók, mivel feltételezi az ágykihasználtság és az esetek komplexitásának homogenitását, figyelmen kívül hagyja a beteg tartózkodási idejének különbségeit, az ellátás intenzitását, a betegösszetételt és a kezelési protokollokat.

Ahogy Debere és munkatársai 2013-ban kimutatták, az egészségügyi klasszikus hulladékképződési mérőszáma (kg/ágy/nap vagy kg/beteg/nap formában) nem tekinthető homogén vagy gyakorlati összehasonlító mutatónak, mivel nem veszi figyelembe a kórház méretét, specializációját, technikai kapacitását vagy az ellátás minőségét (Debere et al., 2013). A magasabb specializációval vagy erőforrás-igényes beavatkozásokkal rendelkező kórházak természetüknél fogva több hulladékot termelnek még akkor is, ha hulladékgazdálkodási gyakorlatuk hatékony (Xin, 2015). Ezért a különböző intézmények hulladékképződési rátáinak közvetlen összehasonlítása félrevezető, nem biztosítja az igazságos és értelmezhető összehasonlítást.

1.5.4. A hulladékképződési mutatók normalizálása

Az egészségügyi hulladékmutatók normalizálására irányuló törekvések célja az volt, hogy korrigálják a hulladékképződést befolyásoló intézményi vagy klinikai különbségeket, azonban a legtöbb megközelítés hatóköre és statisztikai validáltsága korlátozott maradt.

Xin 2015-ös kutatása pozitív összefüggést mutatott ki a CMI és az EH képződése között, rámutatva arra, hogy a komplexebb eseteket ellátó intézmények nagyobb mennyiségű hulladékot termelnek, ami alátámasztja a komplexitással korrigált teljesítménymutatók szükségességét a hulladékgazdálkodásban (Xin, 2015). Ugyanakkor a vizsgálat statisztikai elemzése nem erősítette meg ezt az összefüggést kellő szignifikanciaszinten, és a szerző hangsúlyozta, hogy további, nem mért tényezők is befolyásolhatják a hulladékképződést, ami indokolja a további kutatásokat különböző kórházi környezetekben.

Eker és Bilgili (2011) statisztikai regressziós modellt alkalmaztak törökországi egészségügyi intézményekben, és a kórházi ágyszámot, a betegfelvételek számát, valamint az ápolási időt, vagyis az átlagos ápolási napok számát azonosították az egészségügyi hulladékképződés szignifikáns prediktoraiként (Eker & Bilgili, 2011). Modelljük megerősítette, hogy a hulladékkibocsátás nem értékelhető megbízhatóan egyetlen dimenziójú mutatókkal, mint például a kg/ágy/nap.

Minoglou és mtsai (2017) globális adatkészleteken végzett metaanalízisükben azt találták, hogy a kórház típusa, a gazdasági fejlettség és a környezeti feltételek együttesen magyarázzák a generációs ráták varianciájának nagy részét (Minoglou et al., 2017). Ezek az eredmények alátámasztották a többtényezős, kontextushoz igazított modellezés irányába történő elmozdulást. Ugyanakkor bár az elemzés azonosította a hulladékképződés kulcsdeterminánsait, nem hozott létre olyan formális statisztikai korrekciós vagy normalizálási keretrendszert, amely képes lenne a nyers mutatókat ezekre a zavaró változókra korrigálni.

1.6. Életciklus-alapú megközelítés az infekciókontroll környezeti értékelésében

1.6.1. Az életciklus-szemlélet szükségessége az egészségügyi környezeti értékelésben

Az eddigi fejezetek rámutattak arra, hogy az egészségügyi ellátás környezeti hatásai nem egyetlen folyamatból vagy jól elkülöníthető tevékenységből származnak, hanem komplex, egymással összefüggő anyag- és energiaáramok eredményeként jelennek meg. Ennek megfelelően a környezeti terhelés nem kizárólag az intézményi működéshez köthető, hanem jelentős részben az ellátási lánc korábbi szakaszaiban keletkezik, miközben a hulladékkezelés módja a folyamat későbbi (életciklus végi) szakaszában további hatásokat generál (Doucet et al., 2025; Lenzen et al., 2020). Ez a több szinten megjelenő terhelés azt jelenti, hogy az egyes beavatkozások környezeti megítélése nem alapozható kizárólag lokális vagy egyetlen hatásindikátorra épülő megközelítésekre. Az ilyen értékelések ugyanis könnyen félrevezetőek lehetnek, mivel nem veszik figyelembe a terhelések áthelyeződését a rendszer különböző pontjai között. Egy adott intézkedés ugyanis csökkentheti a környezetterhelést az egyik szakaszban, miközben egy másik szakaszban növeli azt, így a teljes rendszer szintjén nem feltétlenül eredményez valódi javulást (Malik et al., 2024). Például az egyszerhasználatos eszközök alkalmazása csökkentheti az intézményi fertőzéskockázatot és egyes lokális környezeti terheléseket, ugyanakkor az ellátási lánc korai szakaszaiban (különösen a gyártás és alapanyag-előállítás során) jelentős többletterhelést generálhat, így az összrendszer-hatás kedvezőtlenebb is lehet (Eckelman & Sherman, 2016; Rizan et al., 2021; Tennison et al., 2021).

Az életciklus-szemlélet ezt a problémát rendszerszinten kezeli, mivel az egészségügyi termékek és tevékenységek teljes életútját (a nyersanyag-

kitermeléstől a gyártáson és felhasználáson át egészen az életvégi kezelésig) egységes keretben értelmezi. Ez lehetővé teszi a környezeti hatások összehasonlítható és döntéstámogató vizsgálatát, különösen olyan esetekben, ahol a klinikai biztonság és a környezeti szempontok között kompromisszumok jelennek meg (Böröcz et al., 2016).

Ebben az értelemben az életciklus-elemzés az egészségügyi fenntarthatóság vizsgálatában nem kizárólag egy módszertani eszköz, hanem egy döntéstámogató keret, amely képes összekapcsolni az intézményi működés különböző szintjein megjelenő anyagáramokat, technológiai választásokat és környezeti következményeket. Ez különösen fontos olyan esetekben, ahol a környezeti hatások több, egymással összefüggő rendszerhatár mentén alakulnak ki, és ahol a beavatkozási lehetőségek nem egyetlen folyamat optimalizálására, hanem a teljes rendszer működésének értelmezésére irányulnak (Lenzen et al., 2020; Malik et al., 2024; Rizan et al., 2021).

1.6.2. Az életciklus-elemzés alapjai az egészségügyi alkalmazásokban

Az életciklus-elemzés egy nemzetközileg standardizált módszertani keret, amelynek alapelveit és felépítését az ISO 14040 és ISO 14044 szabványok rögzítik (ISO, 2006a, 2006b). A módszer célja, hogy egy termék, szolgáltatás vagy folyamat környezeti hatásait strukturált és összehasonlítható módon értékelje, előre definiált rendszerhatárok és funkcionális egység mentén.

Az életciklus-elemzés négy fő, egymásra épülő szakaszból áll: a cél- és hatókör meghatározásából, az életciklus-leltár összeállításából, a hatásértékelésből, valamint az eredmények értelmezéséből. A **cél- és hatókör definiálása** során kerül kijelölésre az elemzés célja, a vizsgált rendszer határai és az összehasonlítás alapját képező funkcionális egység (az a meghatározott referencia, amelyre az összes bemenet és kimenet vonatkoztatásra kerül, pl. 1 kg termék vagy 1 ellátási egység), amely biztosítja az eredmények konzisztens

értelmezését. Az **életciklus-leltár** a bemeneti erőforrások és kimeneti emissziók számbavételére épül, a **hatásértékelés** pedig ezek környezeti jelentőségét különböző hatáskategóriák mentén értelmezi. A hatásértékelés során alkalmazott midpoint indikátorok olyan mutatók, amelyek a környezeti hatásokat a hatáslánc köztes pontján, egy adott hatáskategórián belül (pl. klímaváltozás, savasodás, eutrofizáció) számszerűsítik, még a végső károk (endpointok) kialakulása előtt. Az utolsó szakasz pedig az **eredmények integrált értékelése** és döntési kontextusba helyezése (ISO, 2006a, 2006b; Böröcz et al., 2016).

Az egészségügyi alkalmazásokban az életciklus-elemzés sajátossága, hogy a vizsgált rendszerek gyakran komplexek, többféle anyagáramot és technológiai lépést foglalnak magukba, valamint szigorú biztonsági és szabályozási keretek között működnek. Ennek következtében az elemzések során kiemelt jelentősége van a rendszerhatárok következetes meghatározásának, a funkcionális egység pontos definiálásának, valamint annak, hogy az eredmények több hatáskategória mentén kerüljenek értelmezésre (ISO, 2006a, 2006b; Böröcz et al., 2016).

Ebben a megközelítésben az életciklus-elemzés nem kizárólag a környezeti hatások számszerűsítésére szolgál, hanem olyan strukturált értelmezési keretet biztosít, amely lehetővé teszi az eltérő technológiai és operatív megoldások összehasonlíthatóságát, figyelembe véve az egész rendszer működését és annak korlátait (ISO, 2006a, 2006b; Böröcz et al., 2016).

1.6.3. Az egyszerhasználatos egyéni védőeszközök mint a környezeti terhelés kritikus pontjai

Az egyszerhasználatos EVE-k az infekciókontroll alapvető elemei, fizikai gátat képezve a betegek és az egészségügyi dolgozók védelmében. A rutin kórházi gyakorlat szempontjából legrelevánsabb EVE-kategóriák (sebészi maszkok és FFP típusú maszkok, testvédő eszközök, kesztyűk, valamint cipővédők) túlnyomórészt fosszilis alapú polimerekből, például polipropilénből, polietilénből és szintetikus gumiból készülnek (Rizan et al., 2021; Uddin et al., 2022; E. J. Zhang et al., 2021).

Bár klinikai értékük jól megalapozott, polimeralapú kialakításuk (amelyet inkább a tartósságra, mintsem a lebomlóképessegre optimalizáltak) az egyszerhasználatos EVE-ket eleve anyag- és hulladékintenzívvé teszi. Ennek következtében az elhasznált EVE tartós műanyagáramokhoz járul hozzá a klinikai hulladékáramokon belül (Silva de Souza Lima Cano et al., 2025; H. Q. Zhang et al., 2025; Zheng et al., 2025). Ebben az értelemben az infekciókontroll-gyakorlatok szigorítása jellemzően az egyszerhasználatos anyagok felhasználásának növekedésével jár, ami ellentmond a környezeti terhelés csökkentésére irányuló törekvéseknek (Rizan et al., 2021; Uddin et al., 2022; E. J. Zhang et al., 2021).

A COVID-19 időszak számszerűsített példát nyújt a környezeti hatások növekedésére. Az angliai egészségügyi és szociális ellátórendszerben felhasznált EVE-k életciklus alapú vizsgálata szerint 2020-ban egy hat hónapos időszak alatt megközelítőleg 3 milliárd EVE-egységet szállítottak ki, ami összesen mintegy 106 000 t CO₂-egyenérték karbonlábnyomot eredményezett (Rizan et al., 2021). A tömeg és a környezeti hatás szempontjából a kesztyűk, kötények és sebészeti maszkok adták a legnagyobb hozzájárulást (Rizan et al., 2021).

A maszkokra fókuszáló elemzések továbbá azt mutatják, hogy a világjárványhoz kapcsolódó globális kereslet 2020 és 2022 között több százmilliárd darabot ért el, ami összességében több mint 18 millió tonna CO₂-egyenérték életciklus-alapú üvegházhatásúgáz-kibocsátást eredményezett (Y. Li et al., 2023). Ezek a globális összesített értékek azt mutatják, hogy egy egyszerhasználatos maszkra átlagosan több tíz gramm CO₂-egyenérték kibocsátás jut, ami a polimergyártás, a gyártási energiafelhasználás és az **életvégi (End-of-Life, EoL) kezelés** együttes hatását tükrözi (Y. Li et al., 2023; Tabatabaei et al., 2021).

Ezek a nagyságrendek egyértelművé teszik, hogy az EVE-felhasználás intézményi szinten jelentős anyagáramlást eredményez, ezért az EVE nem tekinthető elhanyagolható fogyóeszköznek, hanem a klinikai gyakorlat egyik meghatározó környezeti terhelési tényezője. Ez az infekciókontrollhoz kapcsolódó, nagy volumenű anyagáram közvetlen háttérrel ad annak vizsgálatához, hogy az EVE miként jelenik meg az intézményi hulladékrendszerekben, és hogyan történik annak kezelése (Ivanović et al., 2023; Rizan et al., 2021).

1.6.4. Az életvégi kezelési útvonalak és környezeti jelentőségük

A legújabb életciklus-elemzések azt is jelzik, hogy a kórházi műanyag hulladékok esetében EoL kezelési módok mérhetően befolyásolják a környezeti hatásokat. Ez azt mutatja, hogy nemcsak a beszerzési és felhasználási szokások, hanem az intézményi hulladékgazdálkodási döntések is jelentősen meghatározzák a környezeti terhelést (Keul et al., 2024).

Az egészségügyi intézmények heterogén hulladékáramokat termelnek, amelyek esetében a jogszabályi meghatározások és az infekciókontroll-követelmények nagymértékben meghatározzák a gyakorlatban alkalmazható megoldásokat (Coban et al., 2023; WHO, 2024).

Kutatások bizonyították, hogy a hulladékszegregáció minősége az egyik elsődleges meghatározója az életciklus végi kezelési folyamatoknak és a kezelési intenzitásnak, nem pedig egy jelentéktelen operatív részlet (Asare et al., 2025). Világ szinten a megvalósítható EoL megoldásokat alapvetően a lerakásalapú ártalmatlanítás (közvetlenül vagy fertőtlenítést követően), az égetés (energiavisszanyeréssel vagy anélkül), valamint a nem égetéssel kezelési eljárások (például autokláv sterilizálás vagy mikrohullámú technológiák) dominálják (Liu et al., 2022; Nematollahi et al., 2024). Az égetés gyors kórokozó-eliminációt, valamint jelentős tömeg- és térfogatcsökkenést biztosít (amelyet gyakran körülbelül 90%-ra becsülnek), ugyanakkor kompromisszumokkal jár az üvegházhatásúgáz-kibocsátás, valamint a toxikus szennyező anyagok, például dioxinok és furánok potenciális kibocsátása tekintetében, különösen nem megfelelő égésszabályozás és füstgáztisztítás esetén (Ajaj et al., 2023; Hong et al., 2018). Bár az energiavisszanyerés (az égetés során felszabaduló hőenergia hasznosítása például villamosenergia- vagy hőtermelés céljából) részben ellensúlyozhatja a környezeti terheléseket, annak nettó előnye erősen kontextusfüggő marad, mivel az előnye attól függ, hogy milyen energiát vált ki (Deepak et al., 2022; Rizan et al., 2021).

A sterilizáláson alapuló kezelési eljárásokat széles körben alkalmazzák a szabályozott EH jelentős részére, és általában technikailag alkalmazhatónak tekintik a legtöbb fertőző hulladékáram esetében. Ezek az eljárások azonban elsősorban a kórokozók inaktiválását végzik, nem pedig az anyagáramok megszüntetését, így a műanyagban gazdag maradékok jellemzően lerakóba vagy energetikai hasznosításra kerülnek. Ennek következtében a sterilizálás inkább áthelyezi, mintsem megszünteti a tartós anyagokhoz kapcsolódó hosszú távú környezeti terheléseket (Asare et al., 2025; WHO, 2014; Windfeld & Brooks, 2015).

Ezekkel a gyakorlati sajátosságokkal összhangban az egészségügyi hulladékkezelés életciklus-elemzése következetesen azt mutatják, hogy a „jobb EoL” nem univerzális. A lerakásorientált megoldások a hosszú távú kibocsátások miatt elsősorban a toxicitással kapcsolatos környezeti hatásokat növelhetik. A termikus kezelési eljárásoknál ezzel szemben az energiafelhasználás és a kibocsátások közötti kompromisszumok a meghatározók, ezért az egyes technológiák kedvezőbb megítélése a vizsgált rendszertől és a hatásindikátortól függően változhat (Çetin et al., 2025; Ji et al., 2024; Kumar et al., 2021; Nematollahi et al., 2024).

Az intézmények számára ezért gyakran nem egy új kezelési technológia kiválasztása a legfontosabb, hanem a hulladékok pontos szegregációja. A veszélyes hulladék arányának kisebb változásai is eltérő kezelési útvonalakhoz, és ezáltal eltérő környezeti hatásokhoz vezethetnek (Nsanzipana et al., 2025). Ez a megközelítés közvetlenül fontos az EVE esetében, amely gyakran kerül be ezekbe az intézményi hulladékáramokba, és amelyet rendszerint konzervatív módon potenciálisan fertőzőként kezelnek. Amikor az EVE-t túlzott mértékben sorolják a veszélyes kategóriába, vagy amikor a szegregáció nem megfelelően működik, az életciklus végi kezelési intenzitás akkor is növekszik, ha a teljes hulladékmennyiség változatlan marad. Ez megerősíti annak szükségességét, hogy az EoL- és a szegregációs döntéseket a valós intézményi lehetőségeket figyelembe véve értékeljük, ne pedig kizárólag az elméletileg legjobb technológiai megoldást keressük (Mushtaq et al., 2022; Rizan et al., 2021; H. Zhao et al., 2021).

1.7. Fenntarthatóság az egészségügyi hulladékgazdálkodásban

Az egészségügyi hulladékgazdálkodás fenntarthatósági kérdései az utóbbi években a környezetvédelem, a közegészségügy és az egészségügyi rendszer működési hatékonyságának metszéspontjában jelentek meg. Az EH hatékony kezelése jelentős közegészségügyi, betegbiztonsági, környezeti és gazdasági előnyökkel jár, amelyeket számos tanulmány vizsgált már (Kleber & Cohen, 2020; Ranjbari et al., 2022; Slutzman et al., 2022; Takunda & Steven, 2023).

A fenntartható egészségügyi hulladékgazdálkodás egyik alapvető megközelítése a **körforgásos gazdaság**, amely a lineáris „termelés–felhasználás–ártalmatlanítás” modell helyett az erőforrások körforgásban tartását célozza. E megközelítés gyakorlati megvalósítását az úgynevezett 5R elv (Refuse – elutasítás/elkerülés, Reduce – csökkentés, Reuse – újrahasználat, Repurpose – újrafelhasználás más célra, Recycle – újrahasznosítás) támogatja, amely strukturált keretet biztosít a hulladékképződés csökkentésére és az erőforrás-hatékonyság növelésére (Lu et al., 2024; Ranjbari et al., 2022). Ennek megfelelően a kutatók egyre inkább a körforgásos gazdaság stratégiáit szorgalmazzák, beleértve a zöld beszerzést, a forrásnál történő hulladékcsökkentést, valamint a biztonságosan újrahasználható anyagok alkalmazását (Azevedo et al., 2025; Patil et al., 2025; Voudrias, 2023).

A körforgásos szemlélet egészségügyi alkalmazása nem redukálható egyszerűen az újrahasználat–újrahasznosítás logikára, mivel az infekciókontroll követelmények, a validálható tisztíthatóság, az anyagösszetétel, a nyomonkövethetőség és a szabályozási megfelelés együttesen határozzák meg, hogy egy adott termék vagy anyagáram valóban körforgásos módon kezelhető-e (Hossain et al., 2025; Hoveling et al., 2024). Az orvostechikai eszközök esetében ezt tovább korlátozzák a fertőzés- és biztonsági kockázatok, a szabályozási bizonytalanság, a pénzügyi ösztönzők hiánya, valamint a visszagyűjtés és az anyag-szétválasztás nehézségei (Hoveling et al., 2024). Az

infekciókontroll követelmények miatt az egyszerhasználatos eszközök dominanciája továbbra is meghatározó, ami strukturálisan korlátozza a körforgásos stratégiák gyakorlati alkalmazhatóságát az egészségügyben (Hossain et al., 2025; Hoveling et al., 2024; Kokkinos et al., 2024).

A jelenlegi szakirodalom alapján ugyanakkor az **egyszerhasználatos és többszörhasználatos rendszerek összehasonlítása** nem írható le általános „egyszerhasználatos rossz, többszörhasználatos jó” formulával, mivel a tényleges környezeti teljesítményt a teljes életciklus, különösen a tisztítási, fertőtlenítési és sterilizálási szakasz határozza meg (Keil et al., 2023; McGain & McAlister, 2023). Egy 27 összehasonlító életciklus-elemzést feldolgozó szisztematikus áttekintés szerint az egyszerhasználatos termékek többször használhatóra cserélése a legtöbb környezeti hatáskategóriában csökkenést eredményezett (kivéve a vízfelhasználást), és az üvegházhatású gázkibocsátás átlagos csökkenése termékcsoporttól függően 38-56% közé esett (Keil et al., 2023). Ugyanakkor az invazív eszközöknél az újrafeldolgozás (tisztítás, fertőtlenítés és sterilizálás) erőforrásigénye miatt a vízhasználat nőhet, és szénintenzív villamosenergia-mix mellett bizonyos újrahasználatos rendszerek akár kedvezőtlenebbek is lehetnek. (Keil et al., 2023; McGain & McAlister, 2023). Ez arra utal, hogy a többszörhasználatos megoldások előnye döntően akkor realizálható, ha magas kihasználtságú használati ciklusokkal, hatékony sterilizálási logikával és alacsony szénintenzitású energiával társulnak (McGain & McAlister, 2023).

A fenntarthatósági törekvések gyakorlati megvalósításának egyik kulcseleme a **megfelelő hulladékszegregáció**. A szakirodalom egyértelműen rámutat arra, hogy a nem megfelelő elkülönítés az egyik legfontosabb akadály a hatékony hulladékgazdálkodásnak, mivel növeli a VEH arányát, korlátozza az újrahasznosítás lehetőségét, és fokozza a környezeti terhelést (Azevedo et al., 2025). Ezzel szemben egyszerű beavatkozások (például az anyagáramok

pontosabb szétválasztása) is mérhető eredményeket hozhatnak, egyes vizsgálatok szerint akár 7,2%-kal csökkentve a nem újrahasznosítható hulladék mennyiségét (Ranjbari et al., 2022).

A szegregáció jelentőségét az is erősíti, hogy a WHO a keletkezési helyen történő elkülönítést tekinti a biztonságos hulladékkezelés legkritikusabb lépésének (WHO, 2014). Egy hulladékauditokkal foglalkozó szisztematikus áttekintés 156 vizsgálatot azonosított 37 országból, és arra jutott, hogy a legtöbb audit elsődleges célja a helyi hulladékszegregáció és a válogatási gyakorlat javítása volt (Slutzman et al., 2022).

A **hulladékkezelési technológiák környezeti teljesítménye** szintén meghatározó tényező. A hagyományos égetés jelentős kibocsátásokkal jár (~5,26 kg CO₂/kg hulladék), az alternatív megoldások, például az újrahasznosítás vagy a sterilizálás, lényegesen kedvezőbb környezeti profilúak (Azevedo et al., 2025). Egyes elemzések szerint a műanyag alapú EH újrahasznosítása akár 88,2%-kal is csökkentheti a környezeti hatásokat az égetéshez képest (Azevedo et al., 2025). Az autokláv sterilizálás szintén kedvező alternatívát jelent, különösen akkor, ha azt megfelelő szegregációs gyakorlatokkal kombinálják (Butera et al., 2015; Kokkinos et al., 2024).

Ugyanakkor a technológiaválasztás önmagában nem oldja meg a rendszer környezeti problémáit, mert a teljes egészségügyi ellátás lábnyomának jelentős része nem a hulladékkezelési végponton, hanem **az ellátási lánc korai beszerzési és termelési szakaszaiban** keletkezik (Lau et al., 2024; Schwab et al., 2025). Egy holland egyetemi kórház szervezeti szintű karbonlábnyom-elemzése szerint a teljes kibocsátás 72,1%-a közvetett forrásokból származott; ezen belül a beszerzett termékek és szolgáltatások domináltak, a gyógyszerek pedig önmagukban a lábnyom 41,6%-át adták (Lau et al., 2024).

Az utóbbi időszakban megjelentek olyan **mesterséges intelligenciára épülő döntéstámogató modellek** is, amelyek a körforgásos elvek gyakorlati

alkalmazását próbálják támogatni. Egy 2025-ös tanulmány egy AI-alapú körforgásos hulladékgazdálkodási eszközt mutatott be, amely 55 intézkedést 13 tematikus területbe sorolva, Random Forest-alapú súlyozással rangsorolta a beavatkozásokat a szabályozási megfelelés és a fenntarthatósági jelentőség alapján (Cappelli et al., 2025). Az ilyen rendszerek egyik előnye, hogy a körforgásos gazdaság elveit konkrét, prioritizálható intézkedésekké alakítják, például megmutatják, hol (mely anyagáramoknál, szervezeti egységeknél vagy pontokon) várható a legnagyobb hatás. Ugyanakkor ezek az eszközök jelenleg inkább ígéretes döntéstámogatási irányt képviselnek, mintsem teljeskörűen validált klinikai-standard megoldást, ezért szerepük elsődlegesen a monitoring, a prioritizálás és az intézményi fejlesztések támogatásában van (Cappelli et al., 2025).

Összességében a fenntartható egészségügyi hulladékgazdálkodás nem kizárólag technológiai kérdés, hanem komplex, rendszerszintű kihívás, amely az infekciókontroll, a klinikai működés és a környezeti szempontok integrált kezelését igényli (Cappelli et al., 2025; Keil et al., 2023; Lau et al., 2024). Ennek megfelelően a jövő fenntartható egészségügyi hulladékgazdálkodása várhatóan nem egyetlen kezelési technológia köré szerveződik majd, hanem adatvezérelt, körforgásos és infekciókontroll szempontú intézményi rendszerekre épül (Cappelli et al., 2025; Hoveling et al., 2024).

2. Célkitűzések

A kórházak működése számottevő környezeti terheléssel jár, mivel az egészségügyi ellátórendszer jelentős energia- és anyagfelhasználó, miközben a kibocsátások és az erőforrás-igény jelentős része a betegellátást kiszolgáló folyamatokhoz kapcsolódik (McGain & Naylor, 2014; Yin et al., 2024). Az infekciókontroll ebben a rendszerben különösen érzékeny terület, mivel a betegbiztonság szempontjából nélkülözhetetlen beavatkozások (különösen az egyszerűhasználatos eszközök, az EVE-k, a fertőtlenítési gyakorlatok és a veszélyes hulladék kezelése) egyben számottevő környezeti terhelést is jelentenek (CDC, 2019; Lim et al., 2024; Rizan et al., 2021). Ezzel párhuzamosan az EH mennyisége globálisan folyamatosan növekszik, a szakirodalom szerint éves szinten mintegy 2-3%-kal, ami mind környezeti, mind közegészségügyi szempontból egyre súlyosabb kihívást jelent (Joneghani et al., 2022; H. Li et al., 2021; Wang et al., 2023). A problémát tovább erősíti, hogy az EÖF-ek megelőzéséhez kapcsolódó infekciókontroll-intézkedések, valamint a betegellátás komplexitása és intenzitása közvetlenül befolyásolják a keletkező hulladék mennyiségét és összetételét (Daschner & Dettenkofer, 1997; ECDC, 2013; Ivanović et al., 2023). Mindez indokoltá teszi az egészségügyi hulladékképződés több szintű vizsgálatát, a befolyásoló tényezők feltárását, valamint olyan értékelési megközelítések alkalmazását, amelyek nemcsak a mennyiségi jellemzőket, hanem a mögöttes működési és környezeti összefüggéseket is figyelembe veszik. A kutatássorozat központi feltevése, hogy az egészségügyi hulladékképződés nem önálló hulladékgazdálkodási probléma, hanem az ellátási komplexitás, az infekciókontroll tevékenység és az intézményi működés integrált következménye, ezért csak több szintű, komplexitásérzékeny és életciklus-szemléletű megközelítésben értelmezhető megfelelően.

I. tanulmány

Az FEH képződésének csökkentése hozzájárul a magasabb színvonalú egészségügyi ellátás és a betegek, valamint a dolgozók számára biztonságosabb környezet kialakításához. Az FEH csökkentésének alapja a hulladékképződést befolyásoló tényezők részletes megértése. Annak ellenére, hogy nemzetközi szinten számos vizsgálat foglalkozott az egészségügyi hulladékképződéssel, Magyarországon (és tágabb értelemben a közép-európai régióban) mindeddig nem állt rendelkezésre olyan átfogó, országos szintű elemzés, amely az FEH mennyiségi jellemzőit és a képződést befolyásoló tényezők komplex rendszerét együttesen vizsgálta volna.

A kutatássorozat első lépéseként Magyarország fekvőbeteg-ellátó intézményeiben elemeztük a VEH és FEH képződésének mértékét és az azt befolyásoló tényezőket.

A vizsgálat céljai az alábbiakban határozhatók meg:

1. A VEH és FEH képződésének országos szintű kvantifikálása Magyarország fekvőbeteg-ellátó intézményeiben, különös tekintettel a regionális és intézménytípus szerinti különbségekre.
2. Az FEH GR-t befolyásoló általános és speciális (infekciókontrollhoz és ellátási sajátosságokhoz köthető) tényezők azonosítása és statisztikai értékelése.
3. Új, korábban nem vizsgált vagy alulreprezentált tényezők hatásának feltárása az FEH képződésében, hozzájárulva a hulladékképződés komplex modelljének bővítéséhez.
4. Olyan országos szintű összefüggések azonosítása, amelyek alapot teremtenek célzott, intézmény- és régióspecifikus hulladékgazdálkodási és infekciókontroll-stratégiák kialakításához.

II. tanulmány

Magyarországon (az országos szintű vizsgálatok hiánya mellett) különösen hiányoznak azok a részletes, egyedi intézményekre fókuszáló elemzések, amelyek a hulladékképződés szerkezetét, időbeli alakulását és befolyásoló tényezőit komplex módon, többváltozós statisztikai megközelítéssel vizsgálják. Ez indokolja egy olyan intézményi szintű, mélyebb elemzés elvégzését, amely képes feltárni a hulladékképződés mögötti működési és infekciókontroll összefüggéseket.

A kutatássorozat következő lépése a Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campus (DEKK NC) egységeiben képződő EH részletes elemzése, különös tekintettel a VEH mennyiségi jellemzőire és az azt befolyásoló tényezőkre.

A vizsgálat céljai az alábbiakban határozhatók meg:

1. Az EH és VEH mennyiségének, összetételének és időbeli változásának intézményi szintű elemzése.
2. Az egyes orvosi szakterületekhez köthető VEH mennyiségek és generációs ráták feltárása, valamint a szakmaspecifikus különbségek azonosítása.
3. A VEH GR-t befolyásoló (új és már korábban vizsgált) tényezők azonosítása és prediktív szerepének igazolása többváltozós statisztikai módszerekkel.
4. Olyan intézményi szintű összefüggések feltárása, amelyek alapot teremtenek célzott, szakmaspecifikus hulladékcsökkentési és infekciókontroll-stratégiák tervezéséhez.

III. tanulmány

Bár több kutatás is vizsgálta a kórházi hulladékképződés meghatározó tényezőit, és törekedett a mutatók normalizálására, a legtöbb megközelítés részleges vagy egytényezős korrekcióra korlátozódott (például ágyszám, ápolási napok vagy intézményi méret alapján), miközben a hulladékképződési mintázatok mögött álló klinikai és működési komplexitást nem vette figyelembe (Eker & Bilgili, 2011; Minoglou et al., 2017; Xin, 2015). Ennek következtében jelenleg nem áll rendelkezésre olyan statisztikailag validált, a komplexitásra érzékeny mutató, amely a kulcsfontosságú befolyásoló tényezőket (mint például a betegkomplexitás és a kezelési időtartam) egyetlen, egységes és általánosan alkalmazható keretrendszerbe integrálná.

Ennek a hiánynak a betöltésére (a kutatássorozat harmadik lépéseként) bevezetjük a komplexitásra korrigált hulladékindexet (Complexity-Adjusted Waste Index, CAWI) egy új, statisztikailag validált mutatót, amely a CMI és az ápolási idő integrálásával normalizálja a VEH GR-t különböző klinikai profilú intézmények között.

A vizsgálat céljai az alábbiakban határozhatók meg:

1. A CAWI, mint új hulladékképződési mutató módszertani kidolgozása.
2. A kórházi hulladékképződés és a betegösszetettség kórházcsoportok közötti különbségeinek vizsgálata Magyarország fekvőbeteg-ellátó intézményeinek adatai alapján.
3. A betegösszetettséget és az ápolási időt leíró változók és a VEH GR közötti statisztikai összefüggések vizsgálata.
4. A CAWI és a VEH GR mutatók összehasonlító értékelése kontroll befolyásoló tényezők mentén, különös tekintettel a variabilitásra, a szórás csökkenésére és a modellilleszkedés javulására.

IV. tanulmány

Az egészségügyi hulladékkezeléssel foglalkozó életciklus-elemzés alapú szakirodalom jelentős része hipotetikus EoL forgatókönyvekre vagy aggregált hulladékáramokra épül, amelyek nem a valós kórházi működési körülményeken alapulnak (Luta et al., 2021; Mazzei & Specchia, 2023). Ezek a megközelítések gyakran egyszerűsített hulladékösszetételeket és irányítási struktúrákat feltételeznek, ami korlátozza alkalmazhatóságukat a tényleges intézményi szintű döntéshozatalban. Ez a korlát különösen releváns az EVE-hulladék esetében, amely viszonylag homogén, polimeralapú hulladékáram, és amelynek veszélyes vagy nem veszélyes besorolása közvetlenül meghatározza az életciklus végi kezelési útvonalakat és az ezekhez kapcsolódó környezeti terheket (E. J. Zhang et al., 2021; Zheng et al., 2025).

Az olyan intézményi szintű elemzések, amelyek valós beavatkozásokat értékelnek (például a szelektálás javítását vagy az EoL irányítás megvalósítható módosításait), és az eredményeket éves kórházi mennyiségekre skálázzák, továbbra is korlátozott számban állnak rendelkezésre.

A kutatássorozat negyedik tanulmányának fő célja a DEKK NC egyszerhasználatos EVE kezeléséhez kapcsolódó környezeti hatások számszerűsítése, valamint az alternatív EoL irányítási és hulladékszegregációs stratégiák döntési relevanciájának értékelése valós kórházi működési körülmények és az infekciókontroll tevékenység korlátai között.

A vizsgálat céljai az alábbiakban határozhatók meg:

1. Az egyszerhasználatos EVE felhasználásának és a kapcsolódó hulladékaromok mennyiségi jellemzőinek elemzése valós intézményi működési adatok alapján, többéves időtávon, különös tekintettel az időbeli változások és rendszerszintű hatások feltárására.
2. Az egyes EVE-termékkategóriákhoz köthető környezeti terhelések meghatározása, valamint a termékspecifikus különbségek azonosítása egységes értékelési keretrendszerben.
3. A tényleges intézményi EoL kezelési útvonalak környezeti hatásainak számszerűsítése, valamint a különböző kezelési módok hozzájárulásának elemzése intézményi léptékben.
4. Az alternatív EoL irányítási és hulladékszegregációs stratégiák összehasonlító értékelése, különös tekintettel azok gyakorlati megvalósíthatóságára és döntéstámogatási relevanciájára.
5. Az életciklus végi hulladékkezelési beavatkozások környezeti hatáscsökkentési potenciáljának számszerűsítése, valamint a mérséklési lehetőségek korlátainak feltárása valós intézményi működési környezetben.

3. Módszerek

3.1. A kutatássorozat felépítése

A doktori disszertáció alapjául szolgáló kutatás egymásra épülő vizsgálatok sorozataként valósult meg. Célja az egészségügyi ellátórendszerben keletkező hulladék mennyiségi és strukturális jellemzőinek feltárása, a képződést befolyásoló tényezők azonosítása, valamint a hagyományos mutatók korlátainak kezelése, és egy döntéstámogató szemléletű értékelési keret kialakítása.

A kutatás több, egymással szorosan összefüggő, de módszertanilag eltérő megközelítést alkalmazó vizsgálatból áll. Az egyes vizsgálatok különböző elemzési szinteken értelmezik az egészségügyi hulladékképződés kérdéskörét, ezáltal lehetővé téve a jelenség komplex, többdimenziós vizsgálatát.

A kutatássorozat első eleme országos szintű elemzés, amely az FEH képződésének mértékét és az azt befolyásoló intézményi tényezőket vizsgálja Magyarország fekvőbeteg-ellátó intézményeiben. Ez a vizsgálat biztosítja azt az átfogó rendszerszintű kontextust, amelyben az egészségügyi hulladékképződés variabilitása értelmezhető, és amely alapot teremt a későbbi, részletesebb elemzések számára.

Ezt követően a kutatás intézményi szintre fókuszál, és a DEKK NC működésének részletes elemzésén keresztül vizsgálja a hulladékképződés belső szerkezeti összefüggéseit. Ez a megközelítés lehetővé teszi az egyes orvosi szakterületek, betegforgalmi jellemzők és infekciókontrollhoz kapcsolódó tényezők részletesebb értékelését.

A harmadik vizsgálat a hulladékképződés összehasonlíthatóságának módszertani problémájára ad választ. A hagyományosan alkalmazott, egyszerű képződési mutatók nem veszik figyelembe a betegösszetétel és az ellátási intenzitás különbségeit, ezért torz képet adhatnak az intézmények

teljesítményéről. Ennek kezelésére egy korrigált indikátor kerül bevezetésre, amely a hulladékképződést a klinikai komplexitás és az ellátási intenzitás figyelembevételével értelmezi, és amelynek validálása országos adatokon történik.

A kutatássorozat negyedik eleme egy döntéstámogató életciklus szemléletű megközelítés alkalmazása, amely túlmutat a mennyiségi értékelésen, és az egészségügyi hulladékkezelési gyakorlatok környezeti hatásait rendszerszinten vizsgálja. Ez a megközelítés lehetővé teszi, hogy a hulladékgazdálkodási döntések ne kizárólag mennyiségi mutatók, hanem komplex környezeti hatások alapján kerüljenek értékelésre.

A vizsgálatok egymásra épülése biztosítja, hogy a kutatás a makroszintű rendszerszintű elemzéstől az intézményi működésen át egészen a módszertani fejlesztésig és a környezeti hatásvizsgálatig terjedjen. Ez az integrált megközelítés hozzájárul az egészségügyi hulladékképződés átfogóbb megértéséhez, valamint a fenntarthatósági szempontokat is figyelembe vevő értékelési és döntéstámogató rendszer kialakításához. Egyúttal azt is igazolja, hogy a hulladékképződés fő mintázatai csak akkor értelmezhetők helyesen, ha azokat az epidemiológiai, klinikai, szervezeti és környezeti tényezők együttese alapján vizsgáljuk.

3.2. Fertőző egészségügyi hulladék képződését befolyásoló tényezők vizsgálata Magyarországon

3.2.1. Vizsgálati terület és időszak

A vizsgálat a 2017–2021 közötti időszakra terjedt ki. Az elemzés alapját a 2021-ben működő, összesen 106 fekvőbeteg-ellátó egészségügyi intézmény képezte (a kizárólag szociális ellátást nyújtó intézmények nélkül számolva), amelyek közül 99 került bevonásra a vizsgálatba. 7 intézményt kizártunk az elemzésből, mivel az adatszolgáltatásuk hiányos volt, vagy a rendelkezésre álló adatok nem voltak alkalmasak statisztikai feldolgozásra. A vizsgálatba bevont és kizárt intézmények listáját az 1. melléklet tartalmazza. A bevont intézmények az országos fekvőbeteg-ellátó kapacitás ágyszámának 96,54%-át fedik le, így a vizsgálat megfelelően reprezentálja a teljes magyar egészségügyi rendszerben képződő VEH és FEH mennyiségét.

3.2.2. Adatforrások

Az egyes intézmények éves FEH mennyiségeit az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer (OKIR) online felületéről gyűjtöttük össze (OKIR, 2026). Ez az online felület közvetlen kapcsolatot biztosít az Agrárminisztérium által működtetett informatikai rendszerrel, amelybe a kórházak jogszabályi kötelezettségeiknek megfelelően feltöltik a hulladékfelhasználásra vonatkozó adataikat. A vizsgálatban a HAK 18 01 03* kód alá tartozó hulladék került azonosításra FEH-ként. A vizsgált intézmények betegforgalmi adatainak forrását a Nemzeti Egészségbiztosítási Alapkezelő (NEAK) éves kiadványai képezték (NEAK, 2026).

Az általános befolyásoló tényezőkre vonatkozó intézményi adatokat szintén a NEAK éves jelentéseiből gyűjtöttük. A speciális befolyásoló tényezők közül a graduális képzésben akkreditált gyakorlati képzőhelyek listáját a Semmelweis

Egyetem, a Debreceni Egyetem, a Pécsi Egyetem és a Szegedi Egyetem honlapjairól gyűjtöttük össze. Az egyes intézményekhez kapcsolódó EÖF MRK fertőzések és EÖF CDI-k pontos számát a Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ (NNGYK) szolgáltatta.

3.2.3. Vizsgált tényezők

A vizsgálatban az FEH GR az egy kórházi ágyra és egy napra jutó FEH mennyiséget jelenti (kg/ágy/nap), amely fajlagos mutatóként lehetővé tette az intézmények közötti összehasonlíthatóságot és a rendszer-szintű összefüggések feltárását a befolyásoló tényezők vizsgálata során. Az ápolási nap alapú mutató (kg/ápolási nap) ezzel szemben azt fejezi ki, hogy egy beteg egy kórházban töltött napjára mennyi FEH jut, így közvetlenül tükrözi a betegforgalomhoz kapcsolódó hulladékképződést.

A vizsgálatban összesen 23 tényező potenciális befolyásoló hatását vizsgáltuk. Az FEH termelését befolyásoló általános tényezők (fekvőbetegek száma, sebészeti betegek száma, intenzív osztályos betegek száma, egynapos ellátási esetek száma, átlagos ápolási időtől való eltérés) mellett speciális tényezőként vizsgálatra került az intézmény földrajzi elhelyezkedése (régió), továbbá a kórház típusa, az intézmény által végzett oktatási tevékenység, az EÖF MRK incidenciája, valamint az EÖF CDI incidenciájának lehetséges hatása.

A vizsgált 99 intézmény az ellátási terület nagysága és specializációja alapján 7 kórháztypusba került besorolásra. A besorolás a NEAK fekvőbeteg-szakellátási teljesítményadataiban alkalmazott hivatalos intézménytípus-kategóriák alapján történt (NEAK, 2026). A kategóriák az intézmények ellátási szerepkörét, progresszivitási szintjét és ellátási területét tükrözik. A legnagyobb ellátási területtel az országos kórházak rendelkeznek, ezt követik a vármegyei és városi kórházak. Az egyetemi kórházak ellátási területe szakterületenként változó; mind megyei, mind országos szinten nyújtanak

ellátást. A szakkórházakban általános betegellátás nem történik, kizárólag szakosított ellátást biztosítanak (pl. idegsebészet). Az egyéb kórházak közé tartoznak az alapítványi, nonprofit, valamint egyházi fenntartású intézmények. Magyarország 7 földrajzi régióra osztható, amelyek gazdasági és pénzügyi szempontból nem alkotnak önálló egységeket.

A kórházi osztályra felvett fekvőbetegek száma azoknak a betegek számát jelenti, akiknek ellátási ideje meghaladta a 24 órát. A sebészeti betegek száma a NEAK szakmai besorolása szerinti sebészeti osztályokon (02 szakmakód) kezelt fekvőbetegek számát jelöli. Az intenzív osztályos betegek száma az adott szakterületen intenzív ellátást igénylő betegek számát mutatja (15 szakmakód). Az egynapos ellátási esetek száma azon betegek számát jelenti, akiknek ellátási ideje nem érte el a 24 órát. Az átlagos ápolási napok száma jelen vizsgálatban bináris változóként került meghatározásra, amely azt jelzi, hogy az adott intézmény ápolási napjainak száma az országos átlag alatt vagy felett helyezkedik el. Oktatási intézménynek azok az intézmények minősültek, amelyek 2021-ben akkreditált gyakorlati képzőhelyként szerepeltek a graduális képzésben, és legalább 8 orvosi szakterületen folytattak oktatási tevékenységet.

Az EÖF fertőzések hatásának vizsgálatához az infekciók két fő csoportra kerültek bontásra: EÖF MRK-k által okozott fertőzésekre, valamint EÖF CDI-kre. A 100 000 ápolási napra vetített incidencia meghatározásához a fertőzések számát elosztottuk az ápolási napok számával, majd megszoroztuk 100 000-rel. Az egyes intézmények által vizsgált és mikrobiológiailag igazolt EÖF MRK fertőzések minden esetben nosocomiális eredetűek voltak, vagyis a betegek az adott intézményben szerezték a fertőzést. Az EÖF CDI-k közé a nosocomiális és az egyéb egészségügyi intézményben szerzett fertőzések egyaránt beletartoztak. Amennyiben egy betegnél egynél több EÖF CDI fordult elő, azt egy fertőzésneként vettük figyelembe.

3.2.4. Statisztikai elemzés

Leíró statisztikai elemzést alkalmaztunk az FEH keletkezés bemutatására az egyes kórház típusok és az ország régiói szerint.

Az FEH GR befolyásoló tényezőinek feltárására és az összefüggések erősségének meghatározására első lépésben egyváltozós statisztikai vizsgálatokat végeztünk. A folytonos változóként értékelt befolyásoló tényezőket Spearman-féle korrelációs próbával elemeztük. A kapcsolat erősségét az „r” érték alapján osztályoztuk: 0,2 alatt nincs kapcsolat, 0,2-től gyenge, 0,3-tól közepes, 0,4-től erős, míg 0,7-től nagyon erős kapcsolat áll fenn (Dancey, 2004).

A kategóriaváltozóként értékelt tényezőket Wilcoxon-féle rangösszegpróbával (Mann–Whitney-próba) vizsgáltuk.

Ezt követően többváltozós statisztikai elemzésként robusztus regressziót alkalmaztunk, amelyben a függő változó az FEH GR volt, kg/ág/nap formában kifejezve.

Az elemzések során a 0,05 alatti p-értéket tekintettük statisztikailag szignifikánsnak.

Az elemzésekhez az Intercooled Stata v17 szoftvert használtuk (ref: StataCorp. 2021. Stata Statistical Software: Release 17. College Station, TX: StataCorp LLC.).

3.3. Veszélyes egészségügyi hulladék képződésének elemzése a Debreceni Egyetem Klinikai Központban

3.3.1. Vizsgálati terület és időszak

Vizsgálatunkat a Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campusán (DEKK NC) végeztük. A statisztikai elemzés a betegellátásból, valamint az oktatási/kutatási tevékenységekből származó hulladéokra terjedt ki a 2017 és 2021 közötti időszakban. A vizsgált intézmény 24 önálló és elkülönülő klinikából, 9 egyéb terápiás és diagnosztikai egységből, valamint 28 kisebb oktatási/kutatási intézményből áll. A klinikákon szakterület-specifikus ellátás történik, amely jellemzően egy adott szakterülethez tartozó betegcsoport kezelését jelenti.

3.3.2. Adatforrások

A DEKK NC területén keletkező EH mennyiségére vonatkozó adatokat intézményi szinten az OKIR rendszerből gyűjtöttük (OKIR, 2026). A VEH klinikák és orvosi szakterületek szerinti megoszlását a VEH gyűjtésére használt gyűjtőedények darabszámának és típusának megoszlása alapján becsültük. A fertőző VEH esetében egy 60 literes gyűjtőedényre átlagosan 8,9 kg hulladéktömeggel számoltunk. A kémiai és radioaktív veszélyes hulladék mennyiségére, valamint klinikák szerinti megoszlására vonatkozó adatokat a DEKK NC illetékes szervezeti egysége, a Biztonsági Igazgatóság - Munkavédelmi, Egészségvédelmi és Környezetvédelmi Osztálya biztosította. A szervezeti egység szinten gyűjtött hulladékadatok a betegellátáshoz kapcsolódó oktatási, kutatási és egyéb háttértevékenységekből, valamint a közfinanszírozott és térítéses ellátásból származó hulladékokat egyaránt tartalmazták. Ezek a rendelkezésre álló adatok alapján nem voltak elkülöníthetők, ezért az elemzés a szervezeti egységek teljes hulladékképződését tükrözi, függetlenül a tevékenység vagy az ellátás finanszírozási formájától.

Magyarországon a hulladékok osztályozása az Európai Hulladékkatalógus kódjai alapján történik (EU, 2004). Az egyes HAK főcsoportok egyaránt tartalmazhatnak veszélyes és nem veszélyes hulladékokat, amelyeket a kódszintű besorolás különít el. A VEH olyan veszélyes hulladékként definiálható, amely biológiai, kémiai, fizikai vagy radioaktív kockázatot jelent. A statisztikai vizsgálatokhoz szükséges ágyszám- és betegforgalmi adatokat a NEAK éves kiadványaiból gyűjtöttük (NEAK, 2026). Ezek az alábbiak voltak: aktív ágyak száma, kezelt fekvőbetegek száma, ápolási napok száma, ágykihasználtsági arány, valamint halálozási arány. Az éves pelenkafelhasználásra vonatkozó adatokat a DEKK NC Beszerzési Osztálya szolgáltatta.

Az EÖF-ek éves számának meghatározásához a MedWorkS mikrobiológiai információs rendszer MedBacter modulját használtuk. A pontos klasszifikáció érdekében kiegészítő információkat szereztünk be a DEKK NC által fejlesztett UDMED medikai betegdokumentációs rendszerből is.

3.3.3. Orvosi szakterületek

A DEKK NC-n összesen 22 orvosi szakterületet azonosítottunk: belgyógyászat, aneszteziológia és intenzív terápia, sebészet, kardiológia, szívsebészet, szülészet és nőgyógyászat, idegsebészet, gyermekgyógyászat, pulmonológia, urológia, ortopédia, neurológia, neonatológia, bőrgyógyászat, fogászat, száj-, állcsont- és arcsebészet, onkológia és onkoradiológia, sürgősségi betegellátás, szemészet, fül-orr-gégészet, reumatológia és pszichiátria.

A szakterületi besorolást az aktív betegágyakhoz rendelt ellátási profilok alapján végeztük el. A klinikák szervezeti felépítéséből adódóan a különböző szakterületekhez tartozó VEH mennyiségek elkülönítése egyértelműen megvalósítható volt, mivel az egyes klinikák jellemzően egy domináns szakterülethez kapcsolódó ellátást biztosítanak.

3.3.4. Vizsgált tényezők

A vizsgálatban ugyan a VEH GR-t is meghatároztuk, a befolyásoló tényezők statisztikai elemzését azonban a ténylegesen képződő veszélyes hulladék abszolút mennyiségére (kg) alapoztuk. Ez a megközelítés lehetővé teszi az intézményi működéshez és ellátási volumenhez közvetlenül kapcsolódó alapvető tényezők pontosabb azonosítását, amelyeket a fajlagos mutatók (mint például a kg/ágy/nap) részben elfedhetnek.

A VEH mennyiségét potenciálisan befolyásoló tényezők hatásának jellemzésére pontosan definiált fogalmakat alkalmaztunk.

Az EÖF-ek (jelen vizsgálatban az EÖF MRK fertőzések és az EÖF CDI esetek együttesen) közé azokat a laboratóriumiilag igazolt, és a DEKK Kórházhigiénés Osztálya által kivizsgált fertőzéseket soroltuk, amelyek a kórházi felvételt követően több mint 48 órával alakultak ki. Annak érdekében, hogy az EÖF-ek számát a hulladékmennyiségtől független tényezőként vizsgáljuk, incidenciát számoltunk, amelyet 100 000 ápolási napra jutó EÖF-esetszámként határoztunk meg.

A 2017 és 2021 közötti időszakban az DEKK NC területén leggyakrabban előforduló EÖF-ek a következők voltak: multirezisztens *Enterobacter spp.*, multirezisztens *Stenotrophomonas maltophilia*, vancomycin-rezisztens *Enterococcus*, karbapenem-rezisztens *Enterobacteriaceae*, multirezisztens *Escherichia coli*, multirezisztens *Pseudomonas aeruginosa*, multirezisztens *Acinetobacter baumannii*, multirezisztens *Klebsiella spp.*, methicillin-rezisztens *Staphylococcus aureus*, valamint *Clostridioides difficile*.

A pelenkafelhasználásra vonatkozó adatok a vizsgált intézmény egységeiben megrendelt és felhasznált gyermek- és felnőtt-pelenkák és inkontinenciabetétek számát tartalmazzák. A pelenkák többféle méretben (XS, S, M, L, XL) álltak rendelkezésre, azonban a tényleges tömegre vonatkozó információ hiánya miatt minden méretet egy egységként vettünk figyelembe.

Az átlagos aktív ágyszám a működő kórházi ágyak számának súlyozott átlaga, amely a vizsgált időszakban bekövetkezett változásokat is tükrözi. A fekvőbetegek száma azon betegek teljes számát jelenti, akiket az adott időszakban elbocsátottak, más ellátó intézménybe áthelyeztek, vagy elhunytak. Az ápolási nap egy fekvőbeteg ellátásában eltöltött teljes napot (24 órát) jelent; a felvétel és az elbocsátás napja egyaránt egy ápolási napnak számított. Az ágykihasználtsági arányt a teljesített ápolási napok számának és a rendelkezésre álló ápolási napok számának hányadosaként, százalékban kifejezve határoztuk meg. A halálozási arányt az elhunyt betegek számának és az élve elbocsátott betegek számának hányadosaként, százalékban kifejezve számítottuk. Az egyes osztályok sebészeti/nem sebészeti besorolása azon alapult, hogy az adott osztály rendelkezett-e saját műtővel.

3.3.5. Statisztikai elemzés

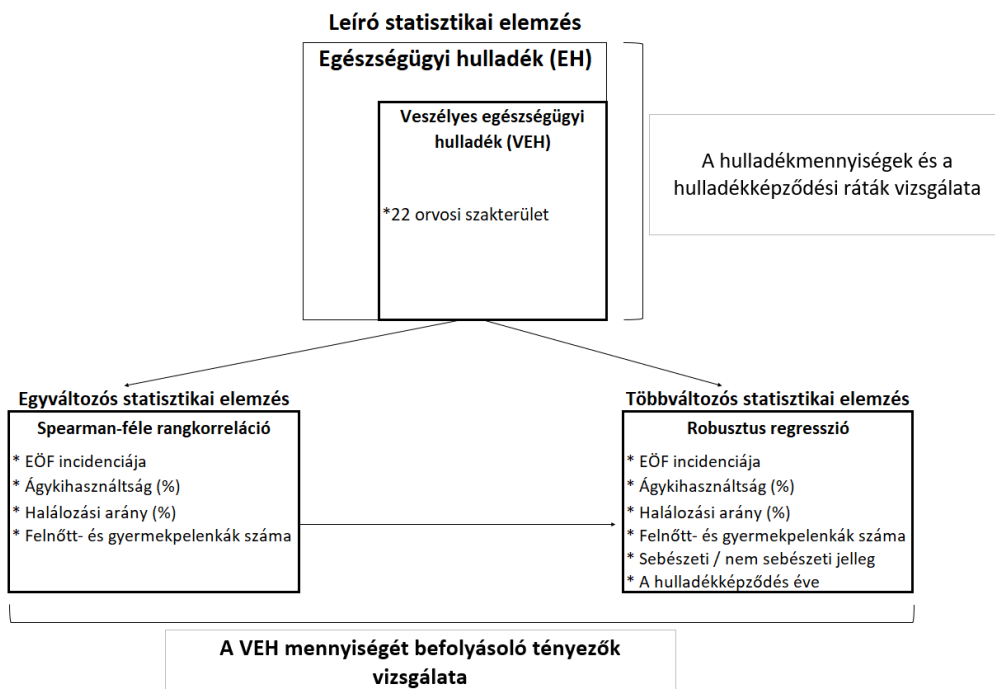
Első lépésként leíró statisztikai elemzést végeztünk, amelynek vizsgálati keretét az 1. ábra szemlélteti. Elemeztük a DEKK NC területén 2017 és 2021 között keletkezett EH összetételét, valamint az egyes hulladéktípusok arányát. Meghatároztuk az egyes években keletkezett hulladék tömegét tonnában. A teljes EH mennyisége mellett külön vizsgáltuk a nem veszélyes és a veszélyes hulladék mennyiségét is, annak érdekében, hogy áttekinthetőbb képet kapjunk az időbeli változásokról és azok lehetséges okairól.

Az egyes orvosi szakterületekhez kapcsolódó VEH mennyiségek vizsgálata során a 2017 és 2021 közötti átlagos éves hulladékmennyiségeket határoztuk meg, az oktatási/kutatási tevékenységek, valamint az egyéb terápiás és diagnosztikai egységek kizárásával. Elemeztük az egyes szakterületek hozzájárulását a teljes, szakterületek által termelt VEH mennyiséghez százalékos arányban, és meghatároztuk az egyes évek átlagos aktív ágyszámát. Ezt követően kiszámítottuk a VEH képződési rátákat és azok szórását. Az

összehasonlíthatóság érdekében minden vizsgált mutató esetében rangsort állítottunk fel az orvosi szakterületek között.

A VEH mennyisége és a potenciális befolyásoló tényezők közötti kapcsolat meghatározására és jellemzésére Spearman-féle korrelációs vizsgálatot végeztünk a vizsgált időszak összesített adatai alapján. A kapcsolat erősségét az „r” érték alapján osztályoztuk: 0,2 alatt nincs kapcsolat, 0,2-től gyenge, 0,3-tól közepes, 0,4-től erős, míg 0,7-től nagyon erős kapcsolat áll fenn (Dancey, 2004).

Mivel az adatok nem követtek normáeloszlást, a korrelációs vizsgálat megerősítésére robusztus regressziós elemzést végeztünk. A 2017 és 2021 között a DEKK NC területén keletkezett VEH mennyiségét függő változóként, míg a lehetséges befolyásoló tényezőket független változóként kezeltük. A nulla értékeket valós megfigyelésként kezeltük, mivel azok az egyes klinikai egységek eltérő ellátási profiljából adódtak, és nem hiányzó adatokat reprezentáltak. Elemzésünk során a 0,05-nél kisebb p-értéket tekintettük szignifikánsnak. Az elemzésekhez az Intercooled Stata v17 szoftvert használtuk (ref: StataCorp. 2021. Stata Statistical Software: Release 17. College Station, TX: StataCorp LLC.).



1. ábra. A statisztikai elemzés folyamata

3.4. Korrigált mutató alkalmazása a kórházi hulladékgazdálkodás összehasonlítására

3.4.1. Vizsgálati terület és időszak

A vizsgálat során a VEH keletkezését elemeztük 94 magyarországi fekvőbeteg-ellátó intézményben a 2017-2021 közötti időszakban, amelyek az ország fekvőbeteg-ellátási kapacitásának 94,4%-át fedték le. Az intézmények az ellátási formák és kórház típusok széles körét reprezentálják, biztosítva az eredmények országos szintű értelmezhetőségét.

Az elemzésbe kizárólag azok az intézmények kerültek be, amelyek esetében rendelkezésre álltak CMI adatok, így az elemzés Magyarország 94 legnagyobb fekvőbeteg-ellátó intézményére korlátozódott. Mivel a kisebb, jellemzően 30

ágnál kevesebb kapacitású intézményekben a CMI adatszolgáltatás nem jellemző, ezek nem kerültek bevonásra. Ezáltal a vizsgálat olyan intézményekre épül, ahol a betegösszetétel figyelembe vehető, ami pontosabb értékelést tesz lehetővé, miközben a bevont intézmények az országos fekvőbeteg-ellátás döntő részét lefedik, így az eredmények országos szinten is reprezentatívnak tekinthetők. Fontos kiemelni, hogy az intézmények kiválasztása során nem történt előzetes szelekció sem intézménytípus, sem régió alapján, ezáltal az elemzés különböző egészségügyi ellátási környezeteket és szolgáltatási profilokat foglal magában, ami növeli a javasolt indikátor általánosíthatóságát és megbízhatóságát.

3.4.2. Adatforrások és vizsgált tényezők

Az indikátor validálásához a VEH-t választottuk vizsgált elsődleges hulladékkategóriaként. Ennek oka, hogy ez a WHO által egyértelműen definiált, nemzetközileg elfogadott fogalom, amely különböző egészségügyi rendszerekben is egységesen alkalmazható (WHO, 2014). A WHO definíciója szerint a VEH magában foglalja a fertőző hulladékot, patológiai hulladékot, citotoxikus és gyógyszerhulladékot, kémiai hulladékot, radioaktív hulladékot, valamint az éles eszközöket. Ez a széles körű kategorizálás biztosítja, hogy a javasolt indikátor különböző egészségügyi rendszerekben is univerzálisan alkalmazható legyen, elősegítve a nemzetközi összehasonlíthatóságot.

A vizsgált időszakra vonatkozóan az egyes intézmények éves VEH mennyiségi adatait az OKIR online felületéről gyűjtöttük, ami biztosítja az adatok standardizált és egységes gyűjtését az intézmények és évek között (OKIR, 2026). A betegkomplexitást jellemző CMI értékeket, valamint az ápolási időre vonatkozó adatokat a NEAK éves jelentéseiből nyertük (NEAK, 2026).

A két hulladékindikátor (VEH GR és a CAWI) összehasonlító értékelésének támogatása érdekében további, a VEH képződésével igazoltan összefüggő

kontrollváltozókat is bevontunk, amelyek relevanciáját a korábbi, országos szintű vizsgálataink és egyéb nemzetközi kutatások is alátámasztottak (Cheng et al., 2009; Ibáñez-Cruz et al., 2025; Sepetis et al., 2022). Az éves fekvőbetegek száma és az intenzív osztályon kezelt betegek számára vonatkozó adatokat a NEAK adminisztratív adatbázisaiból szereztük be. Ezek a változók az intézményi méret és a klinikai intenzitás proxy indikátoraiként szolgálnak, amelyek befolyásolják a hulladékképződés mértékét.

Az MRK-k által okozott egészségügyi ellátással összefüggő fertőzések incidenciáját (100 000 betegápolási napra vetítve) az NNGYK által működtetett Nemzeti Nozokomiális Surveillance Rendszerből nyertük (NNGYK, 2024). Ez az indikátor az infekciókontroll terhelését tükrözi, és összefüggést mutat a fertőző beteg ellátásához szükséges anyagok és EVE-k fokozott felhasználásával.

Az oktatási tevékenységet bináris változóként vettük figyelembe, amely azt jelzi, hogy az adott kórház rendelkezik-e oktatási (akkreditált gyakorlati képzőhely) funkcióval. Az ilyen intézmények jellemzően nagyobb mennyiségű hulladékot termelnek a fokozott diagnosztikai aktivitás és az oktatással összefüggő beavatkozások következtében.

3.4.3. Kórházak csoportosítása és osztályozási kritériumok

Az intézményeket ágyszámuk alapján öt csoportba soroltuk, hogy elemezhető legyen a hulladékképződés a kórházméret és az ellátási komplexitás függvényében. A besorolás kvintilis alapú volt, így az intézmények közel azonos arányban oszlottak meg az egyes csoportok között, biztosítva az összehasonlíthatóságot és a statisztikai megbízhatóságot. A kialakított csoportok a következők voltak:

- 1. csoport: alacsony kapacitású kórházak (30–242 ágy)
- 2. csoport: alsó közepes kapacitású kórházak (253–377 ágy)
- 3. csoport: felső közepes kapacitású kórházak (378–591 ágy)
- 4. csoport: magas kapacitású kórházak (592–1033 ágy)
- 5. csoport: kiemelten magas kapacitású kórházak (1128–3513 ágy)

3.4.4. Indikátorfejlesztés és matematikai formalizálás

A CMI kiszámítása az alábbi, nemzetközileg is használt képlet alapján történt:

$$CMI = \frac{\sum(Relatív\ súly \times Esetszám)}{Összes\ esetszám}$$

Ahol:

- a **relatív súly** az egyes betegcsoportokhoz rendelt HBCs (homogén betegségcsoportok) súlyt jelenti, amely a kezelésükhöz várható erőforrás-felhasználást fejezi ki,
- az **esetszám** az adott HBCs kategóriába tartozó betegek számát jelöli,
- az **összes esetszám** az egészségügyi intézményben ellátott betegek teljes számát jelenti (24,47).

A kezelési idő figyelembevételére az elemzésbe bevontuk az ápolási időt is. Ez az egy kórházi tartózkodásra jutó átlagos fekvőbeteg-napok számát jelenti, és az alábbi képlet szerint került meghatározásra:

$$\text{Ápolási idő} = \frac{\text{összes fekvőbeteg nap}}{\text{összes elbocsátott (és elhunyt) beteg}}$$

Annak érdekében, hogy az eltérő esetsúlyú és ellátási intenzitású intézmények között igazságosabb összehasonlítást tegyünk lehetővé a kórházi

hulladékképződés tekintetében, egy matematikailag normalizált indikátort dolgoztunk ki. A CAWI definíciója a következő:

$$CAWI = \frac{VEH\ GR \times CMI}{\text{ápolási idő}}$$

ahol:

- a **VEH GR** a veszélyes egészségügyi hulladék képződési rátája (kg/ágy/nap),
- a **CMI** az esetsúlyindex, amely a kórház átlagos klinikai komplexitását és erőforrás-igényét tükrözi,
- az **átlagos ápolási idő** (nap), amely az intézményi ellátási intenzitást jellemző mutatója.

Ez a megközelítés azon az elméleti megfontoláson alapul, hogy míg a hagyományos hulladékindikátor (kg/ágy/nap) a nyers hulladékképződést ragadja meg, nem tükrözi a betegösszetétel komplexitását; ezért a CMI szorzótényezőként kerül bevezetésre a klinikai súlyosság és erőforrás-felhasználás figyelembevételére, míg az átlagos ápolási idő osztóként szerepel az ellátási intenzitás korrekciójára, figyelembe véve, hogy a rövidebb kórházi tartózkodás gyakran intenzívebb ellátással és magasabb napi hulladékképződéssel jár.

Ennek megfelelően a CAWI index az egy ágyra és egy napra jutó várható hulladékmennyiséget fejezi ki, amely mind a klinikai komplexitás, mind az ellátási intenzitás szempontjából normalizált. Matematikai értelemben egy másodrendűen normalizált hányadosról van szó, amely célja az intézmények relatív hulladékteljesítményének kifejezése a strukturális és klinikai heterogenitástól függetlenül. Az így kapott index mértékegysége kg/ágy/nap²,

ugyanakkor a gyakorlatban összehasonlító, skálafüggetlen mutatóként értelmezendő.

3.4.5. Statisztikai elemzés

A statisztikai elemzés a normalitás vizsgálatával kezdődött, amelyet a Shapiro–Wilk W-próbával végeztünk. Mivel az adatok nem követték a normális eloszlást, nemparaméteres módszereket alkalmaztunk.

Első lépésként F-próbát végeztünk a VEH GR és a CAWI varianciájának összehasonlítására. A CMI, az ápolási idő és a VEH GR közötti kapcsolat vizsgálata Spearman-féle rangkorrelációval történt, figyelembe véve a nem normális eloszlást.

A statisztikai elemzés több lépésben hasonlította össze a VEH GR és a javasolt CAWI mutatókat, a következő kontrollváltozók figyelembevételével: intenzív osztályos betegek száma, MRK-k által okozott fertőzések incidenciája (100 000 fekvőbeteg-napra vetítve), fekvőbetegek száma, valamint az oktatási tevékenység.

Ezt követően Spearman-korrelációs elemzést végeztünk annak vizsgálatára, hogy a két hulladékmutató (VEH GR és CAWI) milyen kapcsolatban áll a kontrollváltozókkal. A korrelációs együtthatók összehasonlítására Fisher-féle Z-próbát alkalmaztunk annak meghatározására, hogy a CAWI jobban képes-e figyelembe venni a zavaró tényezőket.

Végül robusztus regressziós elemzéssel értékeltük a kontrollváltozók hatását a VEH GR-re és a CAWI-ra, annak vizsgálatára, hogy a CAWI stabilabb és pontosabb mérőszámot biztosít-e a kórházi hulladékképződés jellemzésére.

Az elemzés során a $p < 0,05$ értéket tekintettük statisztikailag szignifikánsnak. Az elemzések elvégzéséhez az Intercooled Stata v17 szoftvert használtuk (ref: StataCorp. 2021. Stata Statistical Software: Release 17. College Station, TX: StataCorp LLC.).

3.5. Életciklus-elemzés alkalmazása az egyszerhasználatos egyéni védőeszközök kórházi hulladékgazdálkodásában

3.5.1. Cél és rendszerhatárok meghatározása

Az elemzés intézményi szintű, döntéstámogató megközelítésben vizsgálja az egyszerhasználatos EVE-k hulladékkezelését. A fókusz azokon a folyamatokon van, amelyek az intézményi hulladékgazdálkodási gyakorlaton keresztül közvetlenül befolyásolhatók, míg a gyártáshoz kapcsolódó, az ellátási lánc korai szakaszai és a terméktervezési sajátosságok háttérfeltételként kerülnek figyelembevételre.

Az életciklus-elemzést az ISO 14040 és az ISO 14044 szabványok elveivel és keretrendszerével összhangban végeztük el (ISO, 2006a, 2006b).

Két funkcionális referencia került alkalmazásra. Egyrészt 1 kg EVE-hulladék, mint funkcionális egység szolgál az EoL kezelési opciók és termékkategóriák összehasonlíthatóságának biztosítására. Másrészt a funkcionális egységre vonatkozó eredmények éves intézményi mennyiségekre kerültek skálázásra, lehetővé téve az időbeli trendek és a kórházi szintű döntéshozatal szempontjából releváns hatások értékelését. A vizsgálat a DEKK NC működési és EVE felhasználási adataira épül. A forgatókönyv-alapú elemzés referenciaéve 2023, az éves mennyiségek értékelése pedig a 2019-2023 közötti időszakra terjed ki.

3.5.2. Életciklus-leltár és adatforrások

A vizsgálatban felhasznált adatok közvetlenül az intézményi működésből származnak. Ide tartoznak az EVE-k felhasznált mennyiségei, a hulladékszeparáció arányai, a szállítási távolságok, valamint az alkalmazott kezelési útvonalak. A 2019-2023 közötti időszak éves EVE tömegei a kórházi

beszerzési és hulladékgazdálkodási nyilvántartások alapján kerültek meghatározásra, a DEKK NC Beszerzési Osztályának adatai alapján.

Az elemzésbe bevonásra kerültek az elsődleges csomagolóanyagok és a hulladékgyűjtő eszközök is. Ezek jellemzőit gyártói adatok és intézményi információk alapján határoztuk meg, így ezek a kapcsolódó anyag- és energiaáramok egységesen és következetesen jelennek meg a modellben.

Az EVE anyagösszetétele és egységtömege kizárólag gyártói specifikációk alapján került meghatározásra. A nyersanyag-bemenetek közé tartoznak a polimer granulátumok (pl. PP, LDPE, HDPE), a fémek (pl. alacsony ötvözetű acél és alumínium), a textíliák, a természetes gumi (latex), valamint (ahol releváns) a biobázisú komponensek. Az EVE összetételére vonatkozóan közvetlen mérések nem történtek. A nyersanyag-előállítás, szállítás és hulladékkezelés háttérfolyamatai a Sphera LCA for Experts v10.7.1.28 szoftverben kerültek modellezésre az ecoinvent v3.9.1 adatbázis felhasználásával.

Az autokláv és mikrohullámú kezelési folyamatok leltáradatai mért, illetve gyártó által megadott működési paramétereken alapulnak. A vízfelhasználás csapvízként, felhasználói szinten került modellezésre, amelyhez azonos mennyiségű, kezelésre kerülő szennyvízáram társult.

Az autokláv és mikrohullámú kezeléseket modellezése ipari méretű, elektromos működésű rendszerek alapján történt, amelyek a jelenleg Magyarországon használt egészségügyi hulladékkezelési gyakorlatokat tükrözik.

A szállítás modellezése nehézgépjárművekkel (EURO5 kategória) történt, az intézményi gyakorlatnak megfelelő pontos szállítási távolságok figyelembevételével.

3.5.3. Rendszerhatárok és életvégi forgatókönyvek

A rendszerhatár „bölcsőtől a sírig” megközelítésben, anyagszinten került meghatározásra. A „bölcső” ebben az esetben a nyersanyagok előállítására korlátozódik, amelyeket háttér életciklus-elemzés adatkészletek alapján modelleztünk, míg a „sír” az intézményi felhasználást követő hulladékkezelési folyamatokat jelenti.

A termékspecifikus gyártási folyamatok, az összeszerelés, valamint a nyersanyag-előállítást követő logisztikai lépések nem kerültek bevonásra. Ennek oka a primer adatok hiánya, valamint az EVE-ellátási láncok korlátozott átláthatósága.

A rendszerhatár ilyen módon történő kijelölése a rendelkezésre álló adatokhoz és a vizsgálat döntéstámogató jellegéhez igazodik, és összhangban áll azokkal a közelmúltbeli egészségügyi fenntarthatósági megközelítésekkel, amelyek a döntési kontextushoz és az elérhető adatokhoz illesztett, forgatókönyv-alapú elemzéseket javasolják (Savio et al., 2024).

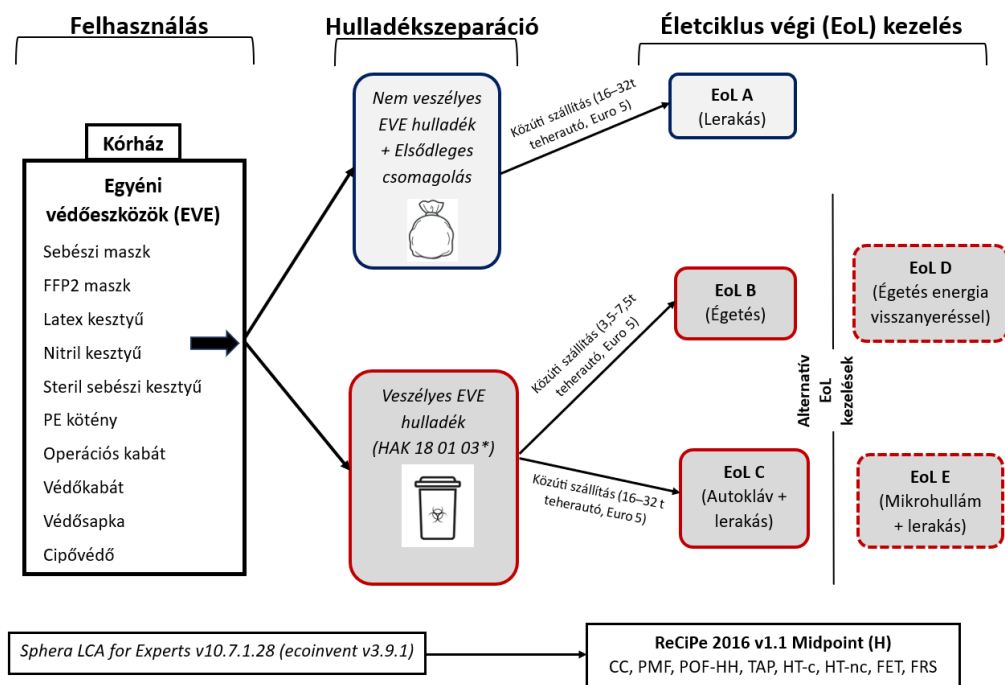
A meghatározott rendszerhatár magában foglalja az EVE-komponensek nyersanyag-előállítását, az intézményi felhasználást, a hulladékszeparációt, a szállítást, valamint az életciklus végi kezelési folyamatokat. A 2. ábra bemutatja az alkalmazott rendszerhatárokat, az anyagáramlásokat, valamint az ebben az életciklus-elemzésben figyelembe vett EoL irányítási forgatókönyveket.

Az értékelt rendszer a klinikai gyakorlatban általánosan alkalmazott, egyszerhasználatos EVE- termékeket foglalja magában, beleértve a sebészi maszkokat, FFP2 maszkokat, latex kesztyűket, nitril kesztyűket, steril sebészi kesztyűket, polietilén (PE) kötényeket, operációs kabát, védőkabát, védősapkákat és cipővédőket. Az értékelés kiterjed továbbá az elsődleges csomagolásra és a rutin hulladékgyűjtés során alkalmazott gyűjtőeszközökre

is. A másodlagos csomagolásokat a korlátozott adatelérhetőség és elhanyagolható tömegarányuk miatt nem vontuk be az elemzésbe.

Intézményi szinten az EVE-hulladék elkülönítése nem veszélyes és veszélyes hulladékáramokra történik, az Európai Unió és a magyar egészségügyi hulladékkezelési szabályozásoknak megfelelően. A nem veszélyes EVE-hulladék, (beleértve az elsődleges csomagolást) hulladékudvarra történő lerakásra kerül (EoL A). A veszélyes EVE-hulladék FEH-ként kerül besorolásra az Európai Hulladékjegyzék HAK 18 01 03* kódja alá, amely meghatározza az alkalmazható kezelési útvonalakat.

Ezen hulladéktípus kezelése történhet energiavisszanyerés nélküli égetéssel (EoL B), vagy autokláv sterilizálást követő lerakással (EoL C). Az intézményi referencia ártalmatlanítási megoldásokon túl két alternatív EoL opció is modellezésre került döntéstámogató összehasonlítás céljából: energiavisszanyeréssel történő égetés (EoL D), valamint mikrohullámú kezelést követő lerakás (EoL E). Az összehasonlíthatóság érdekében az alternatív forgatókönyvek szállítási távolságait a megfelelő referencia kezelési útvonalakéval azonosnak feltételeztük. Az éves szintű intézményi EoL megoszlások a rendelkezésre álló operatív adatok alapján kerültek meghatározásra, ahol a forgatókönyv-alapú elemzés referencia konfigurációját a 2023-as év adatai képezik.



2. ábra. Az egyéni védőeszköz felhasználás, a hulladékszeptaráció és az intézményi életciklus végi kezelési utak rendszerábrája

Midpoint indikátorok: éghajlatváltozás biogén szén figyelembevételével (CC), részecskeképződés (PMF), fotokémiai ózonképződés - humán egészség (POF-HH), szárazföldi savasodás (TAP), humán toxicitás - karcinogén (HT-c), humán toxicitás - nem karcinogén (HT-nc), édesvízi ökototoxicitás (FET), fosszilis erőforrás-kimerülés (FRS)

3.5.4. Hatásvizsgálat és analitikai megközelítés

Az életciklus-hatásvizsgálat a ReCiPe 2016 Midpoint (H) módszer alkalmazásával történt. Ez a módszer alkalmazása azért indokolt, mert széles körben használt, jól összehasonlítható indikátorrendszert biztosít, és alkalmas döntéstámogató elemzésekhez. A kiválasztott midpoint indikátorok a következők: éghajlatváltozás biogén szén figyelembevételével (CC), részecskeképződés (PMF), fotokémiai ózonképződés - humán egészség (POF-HH), szárazföldi savasodás (TAP), humán toxicitás - karcinogén (HT-c),

humán toxicitás - nem karcinogén (HT-nc), édesvízi ökototoxicitás (FET), valamint fosszilis erőforrás-kimerülés (FRS). A biogén szén figyelembevétele indokolt, mivel a rendszer biomassa-alapú anyagokat is tartalmaz, ideértve a papíralapú elsődleges csomagolást, a természetes gumit (latex kesztyűk), valamint a biobázisú textil komponenseket.

A döntéstámogató értelmezés érdekében a midpoint indikátorok egy része három hatás csoportba került besorolásra: klíma- és erőforrás-használattal kapcsolatos hatások, levegőminőséggel kapcsolatos hatások, valamint humán és édesvízi toxicitással összefüggő hatások. A döntéstámogató ábrák esetében a normalizált eredmények kerülnek bemutatásra a ReCiPe 2016 Midpoint (H) világátlag normalizációs tényezők (person equivalents) alkalmazásával, a biogén szén figyelembevételével. Minden egyéb eredmény (beleértve a forgatókönyvek összehasonlítását) nem normalizált midpoint értékeként kerül bemutatásra.

A döntéstámogatási elemzés alkalmazásával azonosításra kerültek a domináns életciklus-szakaszok és folyamatcsoportok a funkcionális egység szintjén, míg az éves szintre történő skálázás lehetővé tette az időbeli trendek és az intézményi relevancia értékelését. Az érzékenységvizsgálat az EoL kezelési útvonalakra és a hulladékszeparációs arányokra fókuszált, mivel ezek olyan paraméterek, amelyeket közvetlenül befolyásolnak az intézményi döntések.

4. Eredmények és megbeszélés

4.1. Fertőző egészségügyi hulladék képződését befolyásoló tényezők vizsgálata Magyarországon

4.1.1. A fertőző egészségügyi hulladék termelés intézményi és regionális megoszlása

Az 1. táblázat a vizsgálatba bevont 99 intézményben 2017 és 2021 között keletkezett VEH és FEH mennyiségét mutatja be kórháztypus szerinti bontásban. A minta összetételét tekintve a városi kórházak domináltak (47 intézmény), míg az egyetemi kórházak alacsony számban (4 intézmény) szerepeltek, ami rámutat a különböző ellátási szintek egyenlőtlen reprezentációjára. A nagyobb, speciális profilú intézmények száma alacsonyabb a kisebb, általános ellátást nyújtó kórházakhoz képest.

Az intézmények átlagos ágyszáma 676 volt, ugyanakkor jelentős különbségek mutatkoztak az egyes kórháztypusok között: az egyetemi (2 282 ágy) és a vármegyei kórházak (1 718 ágy) rendelkeztek a legnagyobb kapacitással. Az öt vizsgált év átlagában a VEH GR országosan 0,33 kg/ágy/nap, míg az FEH GR 0,31 kg/ágy/nap volt. Ez az érték a WHO által becsült 0,2-0,5 kg/ágy/nap tartományba esik (WHO, 2014), ezáltal az eredmények nemzetközi kontextusba helyezhetők.

A VEH túlnyomó része fertőző eredetű a vizsgált intézményekben, a FEH mennyisége átlagosan a teljes VEH 94,40%-át tette ki. Ez a magas arány összhangban áll más nemzetközi vizsgálatok eredményeivel is (Coban et al., 2023; Naemi et al., 2021). A legmagasabb FEH arányt a szakkórházak és az egyéb kórházak mutatták (98%). A szakkórházak esetében ez arra utal, hogy ezen intézmények tevékenységi profilja elsősorban fertőző hulladék képződésével jár, mivel ellátásuk nagy arányban jár invazív beavatkozásokkal, intenzív infekciókontroll-gyakorlatokkal és egyszerhasználatos eszközök

alkalmazásával. Az egyéb (alapítványi, nonprofit és egyházi fenntartású) kórházak esetében a magas arány feltehetően nem kizárólag az ellátási profilból ered, hanem részben a hulladékszegregáció gyakorlatából adódik, mivel ezen intézményekben az egyéb veszélyes hulladékfrakciók elkülönítése kevésbé következetes, és ezek jelentős részét FEH-ként kezelik. Ezzel szemben megfigyelhető volt, hogy az átlagos ágyszám növekedésével az FEH aránya csökken, ami feltehetően a nagyobb intézményekben keletkező, nem fertőző (például kémiai) hulladék arányának növekedésével, valamint a fejlettebb hulladékszegregációs gyakorlatokkal magyarázható.

A legmagasabb FEH GR értékeket az egyetemi kórházak esetében figyeltük meg (0,81 kg/ágy/nap), amelyeket az országos (0,48 kg/ágy/nap) és a vármegyei kórházak (0,37 kg/ágy/nap) követtek, a legalacsonyabb értékek az egyéb kórházak (0,17 kg/ágy/nap) és a szakkórházak (0,15 kg/ágy/nap) esetében jelentkeztek. Hasonló tendencia volt megfigyelhető az ápolási napra vetített kibocsátás esetében is: az egyetemi kórházakban 1,45 kg/ápolási nap, az országos kórházakban 0,95 kg/ápolási nap, míg a vármegyei kórházakban 0,71 kg/ápolási nap volt az FEH mennyisége. Az egyetemi kórházak fekvőbetegei így átlagosan 202%-kal több FEH-t termeltek ápolási naponként, mint a leggyakoribb intézménytípust képviselő városi kórházak betegei. Az egyetemi kórházak kiemelkedően magas VEH GR (0,87 kg/ágy/nap) és FEH GR értékei több mint 2,5-szeresei voltak az országos átlagnak, ami összhangban áll korábbi kutatások eredményeivel (Komilis et al., 2012). Ez a többlet elsősorban az egyetemi kórházak komplex feladatkörével, különösen az oktatási és kutatási tevékenységgel magyarázható, amely növeli az egy betegre jutó beavatkozások és ezáltal a hulladékképződés mértékét.

A magyarországi kórházakban mért FEH GR értékek (0,15-0,81 kg/ágy/nap) nagyságrendje összhangban áll a nemzetközi adatokkal, például a Tajvanon mért 0,19-0,88 kg/ágy/nap tartománnyal (Cheng et al., 2009), ami tovább

erősíti az eredmények érvényességét és általánosíthatóságát. Az egyes intézménytípusok közötti különbségek arra utalnak, hogy az FEH képződés jelentős intézményi variabilitást mutat, amely mögött eltérő ellátási profilok, infekciókontroll gyakorlatok, valamint a hulladékszegregáció következetességében mutatkozó különbségek állhatnak.

1. táblázat. A vizsgált intézmények veszélyes egészségügyi hulladék és fertőző egészségügyi hulladék termelése kórháztypus szerint, 2017 és 2021 között

Kórháztypus	Kórházak száma	Kórház/átlagos ágyszám (szórás)	VEH GR [kg/ágy/nap] (szórás)	FEH GR [kg/ágy/nap] (szórás)	FEH/ápolási nap [kg] (szórás)
Országos kórházak	9	593 (413)	0,52 (0,46)	0,48 (0,41)	0,95 (0,86)
Egyetemi kórházak	4	2282 (500)	0,87 (0,12)	0,81 (0,12)	1,45 (0,40)
Vármegyei kórházak	10	1718 (875)	0,39 (0,12)	0,37 (0,12)	0,71 (0,32)
Fővárosi kórházak	7	810 (313)	0,37 (0,18)	0,35 (0,18)	0,58 (0,37)
Városi kórházak	47	477 (344)	0,30 (0,19)	0,29 (0,19)	0,48 (0,37)
Szakkórházak	11	348 (329)	0,15 (0,18)	0,15 (0,18)	0,28 (0,41)
Egyéb kórházak	11	311 (203)	0,18 (0,28)	0,17 (0,28)	0,33 (0,61)

Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta, FEH GR: fertőző egészségügyi hulladék generációs ráta, FEH: fertőző egészségügyi hulladék

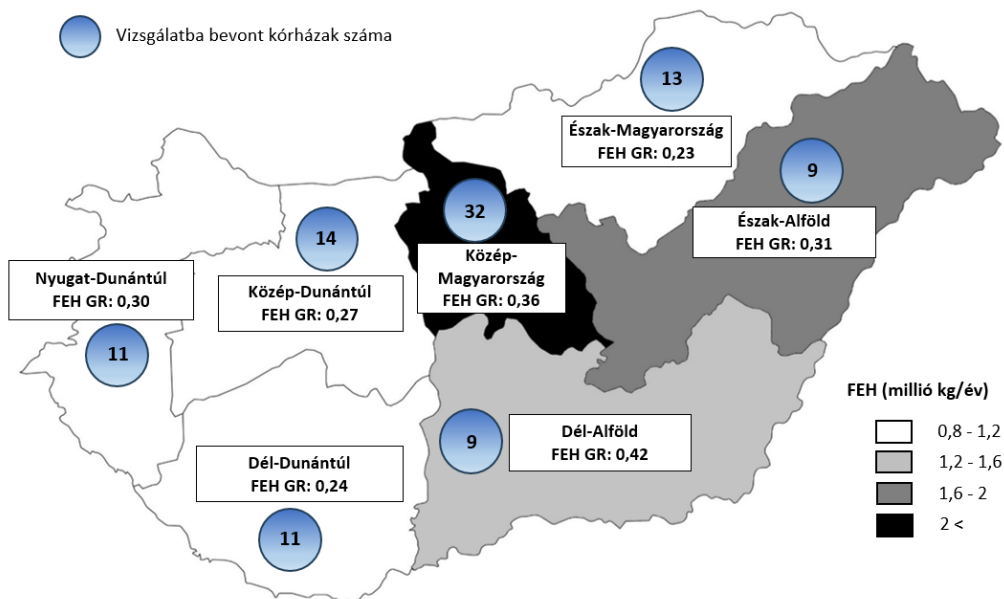
Az FEH mennyiségek és generációs ráták regionális jellemzőit, valamint a vizsgált kórházak területi megoszlását a 3. ábra szemlélteti. A vizsgálatba bevont 99 intézmény közül a legtöbb a Közép-Magyarország régióban

helyezkedett el (32 kórház), ami a régió kiemelt egészségügyi ellátó szerepére utal.

Az egyes régiók összehasonlítása alapján a legmagasabb FEH GR a Dél-Alföld régióban volt megfigyelhető (0,42 kg/ágy/nap), amelyet a Közép-Magyarország (0,36 kg/ágy/nap) és az Észak-Alföld régió (0,31 kg/ágy/nap) követett. A Dél-Alföld régió magas fajlagos FEH GR-ja arra vezethető vissza, hogy az itt vizsgált kórházak átlagos ágyszáma 38,61%-kal meghaladta az országos átlagot, ami összhangban áll azzal az összefüggéssel, hogy a nagyobb kapacitású intézményekben intenzívebb hulladékképződés figyelhető meg.

Ezzel szemben a legalacsonyabb értéket az Észak-Magyarország régióban mérték (0,23 kg/ágy/nap), amely közel fele a legmagasabb kibocsátású régió értékének.

Az éves átlagos FEH mennyiségek alapján a régiók sorrendje részben eltér a generációs ráták szerinti rangsortól. A legnagyobb mennyiség a Közép-Magyarország régióban keletkezett, amelyet az Észak-Alföld, majd a Dél-Alföld régió követett. Ez az eltérés arra utal, hogy a teljes kibocsátás nagyságát nem kizárólag a fajlagos generációs ráta, hanem az adott régió intézményeinek száma és kapacitása is jelentősen befolyásolja. A Közép-Magyarország régió kiemelkedő FEH mennyisége elsősorban azzal magyarázható, hogy itt található az ország fővárosa, valamint a vizsgált intézmények közel egyharmada, továbbá számos nagy ágyszámú kórház is ebben a régióban működik.



3. ábra. A vizsgált intézmények megoszlása, valamint a fertőző egészségügyi hulladék mennyiségének és generációs rátájának területi jellemzői 2017 és 2021 között

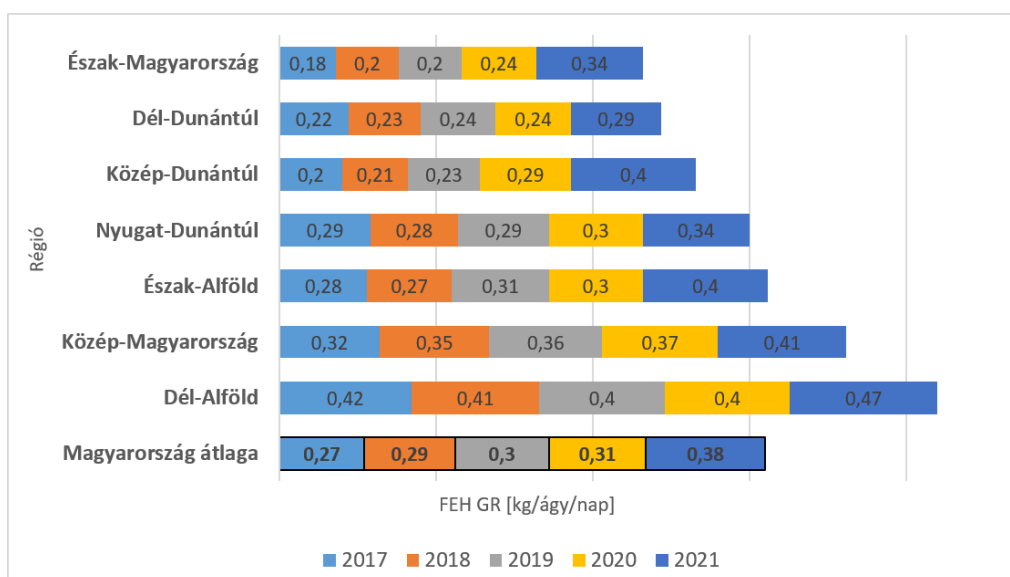
Rövidítések: FEH GR: fertőző egészségügyi hulladék generációs ráta, FEH: fertőző egészségügyi hulladék

Az FEH GR 2017 és 2021 között folyamatos növekedést mutatott mind országos, mind regionális szinten (4. ábra). Az ötéves időszak során Magyarországon az FEH GR összesen 40,74%-kal emelkedett, ami éves átlagban 8,15%-os növekedést jelent. A legjelentősebb növekedés 2020 és 2021 között következett be (22,58%), amely elsősorban a COVID-19 világjárvány következtében megnövekedett fertőző hulladékmennyiséggel magyarázható (fokozott egyszerhasználatos eszköz- és EVE-használat, valamint több izolált beteg).

5 éves növekedési tendencia régióként eltérő mértékben jelentkezett. A legnagyobb változást a Közép-Dunántúl régióban figyeltük meg, ahol az FEH

GR értéke megduplázódott (100%), míg a legkisebb növekedés a Dél-Alföld régióban volt tapasztalható (11,90%). Ez utóbbi régióban (ami egyben a legmagasabb FEH GR értékkel rendelkezett) a növekedés éves átlagban mindössze 2,38% volt, ami arra utalhat, hogy a már eleve magas kibocsátási szint korlátozta a további növekedés ütemét. Ennek oka, hogy a régióban az FEH képződés már a vizsgált időszak elején is közel volt a működési és infekciókontroll-gyakorlatok által meghatározott „telítődési szinthez”, így további jelentős növekedésre kisebb volt a mozgástér.

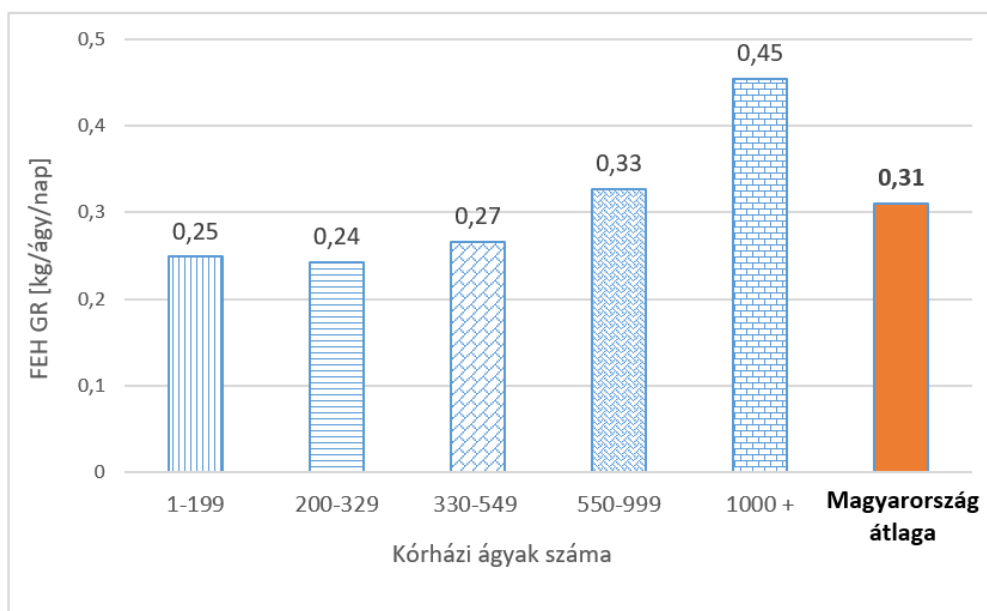
Bár Magyarországon az FEH GR pandémia miatti növekedése jelentős volt, annak mértéke elmaradt egyes nemzetközi tanulmányokban közölt értékektől, amikben 4-6 szoros emelkedéseket is leírtak (Chen et al., 2021; Fraeyman et al., 2022). Ez a különbség több tényezővel magyarázható, például a népesség nagyságával, a fertőzések számával, valamint az egészségügyi ellátórendszer hozzáférhetőségével.



4. ábra. A vizsgált intézmények fertőző egészségügyi hulladék generációs rátájának regionális megoszlása 2017 és 2021 között

Rövidítések: FEH GR: fertőző egészségügyi hulladék generációs ráta

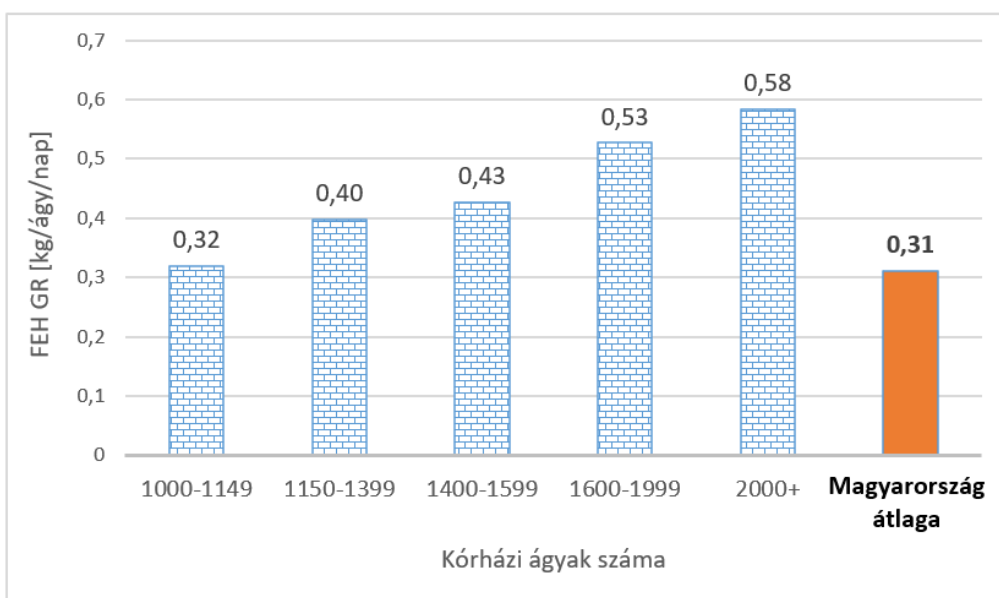
A vizsgált intézmények ágyszám szerinti csoportosítása (5. ábra) alapján megállapítható, hogy a nagyobb kórházak (több mint 1 000 ágygal rendelkező intézmények) termelték a legtöbb FEH-t (0,45 kg/ágy/nap). Ezekben az intézményekben az FEH GR 45,16%-kal haladta meg az országos átlagot (0,31 kg/ágy/nap). A legalacsonyabb FEH GR értéket a 200-329 ágygal rendelkező intézményeknél mérték (0,24 kg/ágy/nap). Megállapítható, hogy az intézményi ágyszám növekedésével az FEH GR is emelkedik. Ez az összefüggés arra utal, hogy az FEH képződés nem csupán a betegforgalom függvénye, hanem az ellátási komplexitással és az intézményi működés intenzitásával is összefügg.



5. ábra. A vizsgált intézmények fertőző egészségügyi hulladék generációs rátája az ágyszám szerinti csoportosításban

Rövidítések: FEH GR: fertőző egészségügyi hulladék generációs ráta

Az 1 000 ágynál nagyobb kórházak esetében ez az összefüggés tovább erősödik (6. ábra), a 2 000 ágy feletti intézményeknél pedig az FEH GR eléri a 0,58 kg/ágy/nap értéket, ami 87,10%-kal meghaladja az országos átlagot. Az eredmények összhangban állnak más tanulmányok megállapításaival, amelyek szerint a nagyobb méretű, magasabb ellátási komplexitású kórházakban az FEH GR szignifikánsan magasabb, mint a kisebb intézményekben (Komilis et al., 2011).



6. ábra. Az 1000 ágynál nagyobb ágyszámú intézmények fertőző egészségügyi hulladék generációs rátája az ágyszám szerinti csoportosításban

Rövidítések: FEH GR: fertőző egészségügyi hulladék generációs ráta

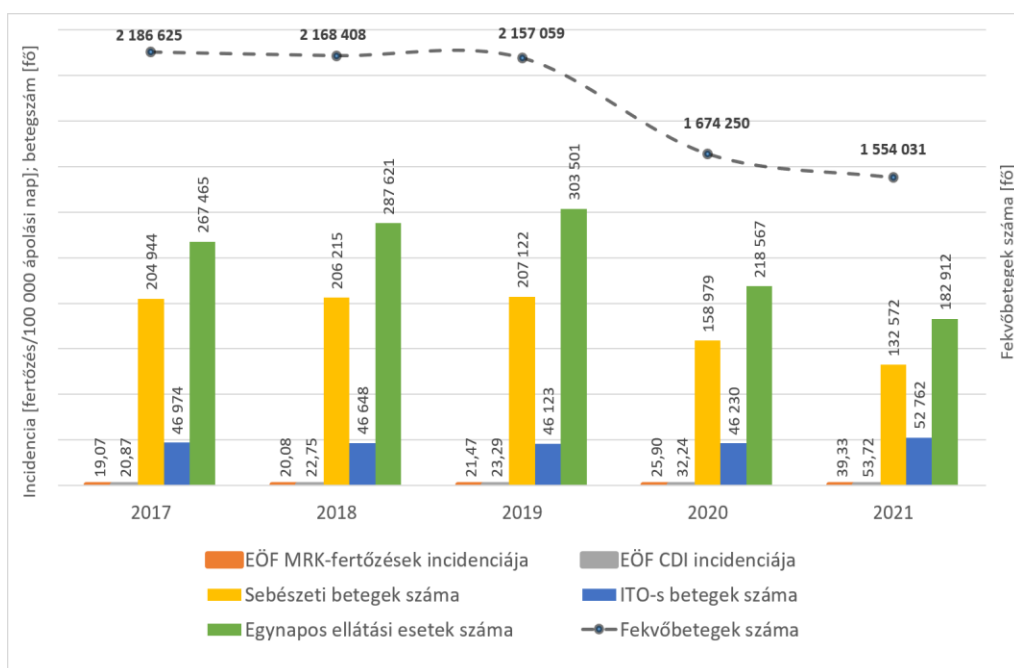
4.1.2. A fertőző egészségügyi hulladék termelését befolyásoló tényezők

Az FEH GR-t befolyásoló tényezők (mint folytonos változók) éves alakulását a fekvőbetegek számához viszonyítva a 7. ábra szemlélteti. Megfigyeltük, hogy az EÖF MRK fertőzések incidenciája a vizsgálati időszak öt éve alatt összesen 106,24%-kal növekedett, folyamatos emelkedés mellett, amely 2021-ben érte el csúcspontját (51,85%). Hasonló tendenciát tapasztaltunk az EÖF CDI-k esetében is, ahol 2017 és 2021 között összesen 157,40%-os növekedést figyeltünk meg. Mindkét fertőzéstípus incidenciájának emelkedése 2021-ben is folytatódott annak ellenére, hogy a betegforgalom 2020-hoz képest 7,18%-kal csökkent, amit a COVID-19 világjárvány hatásával magyarázható. Ezt a megállapítást a szakirodalom is alátámasztja, amely szerint a pandémia során megnövekedett antibiotikum-használat hozzájárult az EÖF-ek számának növekedéséhez (CDC, 2022).

A 4. ábrával összevetve megfigyelhető továbbá, hogy az FEH GR növekedése a betegforgalom csökkenésével párhuzamosan következett be: 2020-tól kezdődően a fekvőbetegek száma összesen 27,96%-kal mérséklődött. Ez arra utal, hogy a pandémia időszakában az egy betegre jutó fertőző hulladék mennyisége jelentősen megnőtt. A betegforgalom visszaesése elsősorban a járványügyi intézkedések (például korlátozások, kijárási tilalmak), valamint az elektív beavatkozások elhalasztásának következménye volt.

Az intenzív osztályon kezelt betegek száma a vizsgálati időszak nagy részében közel állandó volt, ugyanakkor 2021-ben az előző évhez képest 14,13%-os növekedést figyeltünk meg. Ez a tendencia a betegforgalom általános csökkenése ellenére jelentkezett és azzal magyarázható, hogy a COVID-19 fertőzöttek gyakrabban igényeltek intenzív ellátást. Magyarországon ez a jelenség 2021-ben volt a legkifejezettebb, amikor a járvány két hulláma jelentős terhelést rótt az egészségügyi ellátórendszerre, különösen az intenzív osztályokra.

Ezzel szemben az egynapos ellátásban részesülő betegek száma 2017 és 2019 között folyamatos növekedést mutatott, majd 2020-tól jelentős csökkenést figyeltünk meg, amelynek eredményeként a vizsgálati időszak végére összességében 31,61%-os visszaesés következett be. Hasonló trendet tapasztaltunk a sebészeti betegek esetében is, számuk 2020-tól csökkenni kezdett. Ez a tendencia 2021-ben is folytatódott, így az ötéves periódus alatt összesen 35,31%-os csökkenést figyeltünk meg. Mindkét esetben a változások a betegforgalom alakulását követték, amely 2017 és 2019 között stabil volt, majd az ezt követő két évben 27,96%-kal csökkent.



7. ábra. A fertőző egészségügyi hulladék termelését befolyásoló tényezők éves változásai 2017 és 2021 között

Rövidítések: EÖF MRK: egészségügyi ellátással összefüggő multirezisztens kórokozó, EÖF CDI: egészségügyi ellátással összefüggő Clostridioides difficile fertőzések, ITO: intenzív osztály

Az elemzett adatok nem normál eloszlást mutattak. A folytonos változóként értékelt befolyásoló tényezők és az FEH GR közötti kapcsolat jellemzésére Spearman-féle korrelációs analízist végeztünk (2. táblázat). Mind a hat vizsgált változó esetében erős, szignifikáns pozitív kapcsolat volt kimutatható. Az FEH GR-rel a legerősebb összefüggést az intenzív osztályos betegek száma ($r=0,69$) és a sebészeti betegek száma ($r=0,60$) mutatta.

2. táblázat. A folytonos változóként értékelt befolyásoló tényezők Spearman-féle korrelációs elemzése a 2017–2021 közötti időszakban

Befolyásoló tényezők	p-érték	Spearman-féle korreláció	
		r	Kapcsolat
<i>EÖF MRK okozta fertőzések incidenciája</i> (100 000 ápolási napra)	<0,001	0,58	Erős kapcsolat
<i>EÖF CDI-k incidenciája</i> (100 000 ápolási napra)	<0,001	0,48	Erős kapcsolat
<i>Sebészeti betegek száma</i>	<0,001	0,60	Erős kapcsolat
<i>ITO-s betegek száma</i>	<0,001	0,69	Erős kapcsolat
<i>Egynapos ellátási esetek száma</i>	<0,001	0,51	Erős kapcsolat
<i>Fekvőbetegek száma</i>	<0,001	0,57	Erős kapcsolat

Megjegyzés: A félkövér - dőlt betű a szignifikáns eredményeket jelöli

Rövidítések: EÖF MRK: egészségügyi ellátással összefüggő multirezisztens kórokozó, EÖF CDI: egészségügyi ellátással összefüggő Clostridioides difficile fertőzések, ITO: intenzív osztály, r: Spearman-féle korrelációs együttható

A kategorikus változóként értékelt bináris befolyásoló tényezők vizsgálatára Wilcoxon-féle rangösszegpróbát (Mann–Whitney-próba) alkalmaztunk, amelynek eredményeit a 3. táblázat tartalmazza. A vizsgált 16 tényező közül 12 mutatott szignifikáns kapcsolatot az FEH GR-rel. Az egyes befolyásoló tényezők medián értékei és interkvartilis tartományai szintén a 3. táblázatban kerültek bemutatásra.

3. táblázat. A kategorikus változóként értékelt befolyásoló tényezők Wilcoxon-féle rangösszegpróbája (Mann–Whitney-próba) a 2017–2021 közötti időszakban

Befolyásoló tényezők (bináris érték 1/2)	Bináris érték 1 medián [IKT*]	Bináris érték 2 medián [IKT*]	p-érték
Átlagos kórházi tartózkodási idő (az országos átlag felett/alatt)	0,14 [0,06-0,29]	0,36 [0,29-0,57]	<0,001
1. régió (Dél-Alföld/nem Dél-Alföld)	0,38 [0,27-0,83]	0,25 [0,09-0,40]	<0,001
2. régió (Közép-Magyarország/nem Közép-Magyarország)	0,28 [0,09-0,52]	0,26 [0,11-0,38]	0,243
3. régió (Dél-Dunántúl/nem Dél-Dunántúl)	0,19 [0,11-0,28]	0,28 [0,10-0,43]	0,020
4. régió (Észak-Alföld/nem Észak-Alföld)	0,30 [0,11-0,36]	0,27 [0,11-0,42]	0,664
5. régió (Észak-Magyarország/nem Észak-Magyarország)	0,22 [0,11-0,33]	0,27 [0,11-0,43]	0,040
6. régió (Közép-Dunántúl/nem Közép-Dunántúl)	0,21 [0,07-0,40]	0,27 [0,12-0,41]	0,042
7. régió (Nyugat-Dunántúl/nem Nyugat-Dunántúl)	0,28 [0,07-0,46]	0,27 [0,11-0,41]	0,687
Oktatás (akkreditált képzési tevékenységet végez – igen/nem)	0,34 [0,27-0,50]	0,10 [0,05-0,23]	<0,001
Kórház típus 1 (országos kórház/nem országos kórház)	0,29 [0,17-0,93]	0,27 [0,10-0,40]	0,026
Kórház típus 2 (egyetemi kórház/nem egyetemi kórház)	0,82 [0,73-0,90]	0,26 [0,10-0,38]	<0,001
Kórház típus 3 (vármegyei kórház/nem vármegyei kórház)	0,34 [0,28-0,42]	0,24 [0,09-0,40]	<0,001
Kórház típus 4 (fővárosi kórház/nem fővárosi kórház)	0,33 [0,27-0,47]	0,26 [0,10-0,41]	0,032
Kórház típus 5 (városi kórház/nem városi kórház)	0,27 [0,14-0,39]	0,27 [0,07-0,43]	0,560
Kórház típus 6 (szakkórház/nem szakkórház)	0,09 [0,05-0,16]	0,29 [0,14-0,43]	<0,001
Kórház típus 7 (egyéb kórház/nem egyéb kórház)	0,06 [0,03-0,22]	0,28 [0,14-0,43]	<0,001

*IKT: interkvartilis tartomány

A félkövér - dőlt betű a szignifikáns eredményeket jelöli

A többváltozós statisztikai elemzés keretében az egyes befolyásoló tényezők együttes hatását vizsgáltuk az FEH GR-re, amelyet a 4. táblázat mutat be. Az elemzésbe kizárólag azok a változók kerültek bevonásra, amelyeket az egyváltozós vizsgálatok szignifikánsnak igazoltak. A robusztus regressziós analízis szignifikáns pozitív kapcsolatot mutatott az EÖF MRK fertőzések incidenciájával ($p < 0,001$), az intenzív osztályos betegek számával ($p < 0,001$), a Dél-Alföld régióval ($p = 0,001$), az oktatási tevékenységgel ($p < 0,001$), valamint az egyetemi kórház, mint intézménytípus jelenlétével ($p = 0,001$). Ezzel szemben a kórházi ápolási napok átlagos időtartam ($p < 0,001$), a fekvőbetegek száma ($p = 0,024$), valamint négy kórház típus szignifikáns negatív hatást gyakorolt az FEH GR-re, a sebészeti betegek száma pedig határérték közeli szignifikanciát mutatott ($p = 0,057$). Az évváltozóval kiegészített modell a 2021-es év szignifikáns pozitív hatását is igazolta ($p < 0,001$), ami a pandémiás időszak kiemelt szerepére utal.

Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy a vizsgált 23 tényező közül 13 bizonyult statisztikailag szignifikánsnak, amit mind az egy-, mind a többváltozós elemzések megerősítettek. A legerősebb pozitív hatást az intézmények egyetemi jellege (coef.: $1,58 \times 10^{-1}$), valamint az oktatási tevékenység (coef.: $9,82 \times 10^{-2}$) gyakorolta az FEH GR-re, ami arra utal, hogy az oktatási és komplex ellátási funkciók növelik az FEH képződését. A legjelentősebb negatív hatást az átlagos kórházi ápolási idő mutatta (coef.: $-8,34 \times 10^{-2}$), vagyis az országos átlag feletti ápolási napok csökkentették az FEH GR-t. Ezt az inverz hatást más tanulmányok is leírták (Eker & Bilgili, 2011; Prasad et al., 2022; M. Singh et al., 2022), és összhangban áll azzal a megfigyeléssel, hogy a hosszabb ápolási idő csökkenti a napi (kg/ágy/nap) hulladékképződési rátát, mivel a hulladéktermelés időben eloszlik, addig a rövidebb, intenzívebb ellátás nagyobb fajlagos értékeket eredményez. A fekvőbetegek számával kimutatott negatív kapcsolat (coef.: $-1,75 \times 10^{-6}$) azt

mutatta, hogy az FEH GR növekedése a betegforgalom csökkenése mellett is bekövetkezett, amit a COVID-19 hatásával magyaráztunk. Ez arra utal, hogy a pandémia időszakában a betegforgalom visszaesése ellenére az izolációs intézkedések és az EVE-k fokozott alkalmazása miatt az egy betegre jutó fertőző hulladék mennyisége jelentősen megnőtt. Ezt erősítette meg az is, hogy 2021-ben az FEH GR növekedett annak ellenére, hogy a fekvőbetegek száma csökkent, valamint, hogy a 2021-es év önállóan is szignifikáns pozitív hatást gyakorolt a modellben (coef.: $6,07 \times 10^{-2}$).

Fontos eredményként azonosítottuk, hogy az EÖF MRK fertőzések incidenciája kiemelkedő befolyásoló tényező, így prediktív változó az FEH képződésében. Hatása több mint tízszerese volt a sebészeti vagy az intenzív osztályos betegek hatásának, amit azzal magyaráztunk, hogy az ilyen fertőzések miatt izolált betegek jelentős mennyiségű fertőző hulladékot generálnak. Ezzel szemben az EÖF CDI-k incidenciája ebben a vizsgálatban nem mutatott szignifikáns hatást az FEH GR-re. Ennek fő oka az lehet, hogy a CDI kialakulása elsősorban az antibiotikum-használattal összefüggő endogén folyamatokhoz köthető, így bár kontakt úton terjedhet és izolációt igényel, megelőzése kisebb mértékben támaszkodik azokra az intenzív, eszköz- és EVE igényes infekciókontroll-intézkedésekre, amelyek az MRK-k terjedésének megakadályozásában kulcsszerepet játszanak, és közvetlenül növelik az FEH generációját.

Eredményeink megerősítették azon korábbi vizsgálatok megállapításait is, amelyek a sebészeti és az intenzív osztályos betegek egészségügyi hulladékképződésre gyakorolt hatását írták le (Idowu et al., 2013; Sepetis et al., 2022). Emellett kimutattuk, hogy a kórházak földrajzi elhelyezkedése szintén befolyásolja az FEH GR értékét: a hét vizsgált régió közül kizárólag a Dél-Alföld régió mutatott szignifikáns pozitív hatást (coef.: $5,71 \times 10^{-2}$), amelyet a régiók közötti társadalmi, egészségügyi és gazdasági

különbségekkel magyaráztunk, bár ezek részletes elemzése nem képezte jelen vizsgálat részét.

4. táblázat. Robusztus regressziós elemzés a fertőző egészségügyi hulladék generációs rátája és az azt befolyásoló tényezők között a 2017–2021 közötti időszakban

Befolyásoló tényezők	Együttható	p-érték	95% MT	
<i>EÖF MRK okozta fertőzések incidenciája</i>	$9,51 \times 10^{-4}$	$<0,001$	$5,72 \times 10^{-4}$	$1,33 \times 10^{-3}$
EÖF CDI-k incidenciája	$3,14 \times 10^{-6}$	0,984	$-3,14 \times 10^{-4}$	$3,19 \times 10^{-4}$
<i>Sebészeti betegek száma</i>	$1,08 \times 10^{-5}$	0,057	$-3,18 \times 10^{-7}$	$2,20 \times 10^{-5}$
<i>ITO-s betegek száma</i>	$9,58 \times 10^{-5}$	$<0,001$	$6,96 \times 10^{-5}$	$1,22 \times 10^{-4}$
Egynapos ellátási esetek száma	$1,72 \times 10^{-6}$	0,720	$-7,71 \times 10^{-6}$	$1,11 \times 10^{-5}$
<i>Fekvőbetegek száma</i>	$-1,75 \times 10^{-6}$	0,024	$-3,28 \times 10^{-6}$	$-2,26 \times 10^{-7}$
<i>Átlagos ápolási napok száma</i>	$-8,34 \times 10^{-2}$	$<0,001$	$-1,05 \times 10^{-1}$	$-6,20 \times 10^{-2}$
<i>1. régió (Dél-Alföld)</i>	$5,71 \times 10^{-2}$	0,001	$2,27 \times 10^{-2}$	$9,15 \times 10^{-2}$
3. régió (Dél-Dunántúl)	$1,07 \times 10^{-2}$	0,481	$-1,90 \times 10^{-2}$	$4,04 \times 10^{-2}$
5. régió (Észak-Magyarország)	$-2,30 \times 10^{-3}$	0,869	$-2,95 \times 10^{-2}$	$2,50 \times 10^{-2}$
6. régió (Közép-Dunántúl)	$-2,94 \times 10^{-3}$	0,826	$-2,94 \times 10^{-2}$	$2,35 \times 10^{-2}$
<i>Oktatási tevékenység</i>	$9,82 \times 10^{-2}$	$<0,001$	$7,44 \times 10^{-2}$	$1,22 \times 10^{-1}$
<i>Kórháztypus 1 (országos kórház)</i>	$-3,54 \times 10^{-2}$	0,044	$-6,97 \times 10^{-2}$	$-1,03 \times 10^{-3}$
<i>Kórháztypus 2 (egyetemi kórház)</i>	$1,58 \times 10^{-1}$	0,001	$6,12 \times 10^{-2}$	$2,56 \times 10^{-1}$
<i>Kórháztypus 3 (vármegyei kórház)</i>	$-6,10 \times 10^{-2}$	0,002	$-1,00 \times 10^{-1}$	$-2,20 \times 10^{-2}$
Kórháztypus 4 (fővárosi kórház)	$-7,82 \times 10^{-3}$	0,698	$-4,74 \times 10^{-2}$	$3,17 \times 10^{-2}$
<i>Kórháztypus 6 (szakkórház)</i>	$-4,14 \times 10^{-2}$	0,006	$-7,11 \times 10^{-2}$	$-1,18 \times 10^{-2}$
<i>Kórháztypus 7 (egyéb kórház)</i>	$-8,62 \times 10^{-2}$	$<0,001$	$-1,16 \times 10^{-1}$	$-5,69 \times 10^{-2}$
2018/2017	$4,00 \times 10^{-3}$	0,761	$-2,18 \times 10^{-2}$	$2,98 \times 10^{-2}$
2019/2017	$3,86 \times 10^{-3}$	0,771	$-2,22 \times 10^{-2}$	$2,99 \times 10^{-2}$
2020/2017	$8,81 \times 10^{-3}$	0,514	$-1,77 \times 10^{-2}$	$3,53 \times 10^{-2}$
<i>2021/2017</i>	$6,07 \times 10^{-2}$	$<0,001$	$3,22 \times 10^{-2}$	$8,91 \times 10^{-2}$

A félkövér - dőlt betű a szignifikáns eredményeket jelöli

Rövidítések: EÖF MRK: egészségügyi ellátással összefüggő multirezisztens kórokozó, EÖF CDI: egészségügyi ellátással összefüggő Clostridioides difficile fertőzések, ITO: intenzív osztály, MT: megbízhatósági tartomány

Jelen vizsgálat országos szintű elemzésként átfogó képet ad az FEH képződésének mértékéről és annak meghatározó tényezőiről a magyar fekvőbeteg-ellátó rendszerben.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy az FEH a VEH-n belül domináns arányt képvisel, és képződési rátája nemzetközi összevetésben is hasonló nagyságrendű. Ugyanakkor jelentős heterogenitás figyelhető meg az egyes intézménytípusok és régiók között, ami arra utal, hogy a hulladékképződés mértéke erősen kontextusfüggő, és az ellátási struktúra, valamint az intézményi működés sajátosságai által meghatározott.

Az egyetemi kórházak kiemelkedő FEH generációs rátája megerősíti, hogy a komplex ellátási profil, az intenzív beavatkozási aktivitás és az oktatási-kutatási funkciók együttesen jelentős többlet hulladékképződéssel járnak. Az ágyszám és az FEH GR közötti pozitív összefüggés tovább erősíti azt a megállapítást, hogy a nagyobb kapacitású intézményekben intenzívebb anyagfelhasználás és hulladékképződés figyelhető meg, ugyanakkor ez önmagában nem magyarázza a megfigyelt különbségek teljes mértékét. A statisztikai elemzések alapján az FEH GR-t több, egymással összefüggő tényező határozza meg. A fertőzések incidenciája, különösen az EÖF MRK-k jelenléte, az intenzív és sebészeti ellátás volumene, valamint az intézményi működési jellemzők együttesen alakítják a generációs rátát. Eredményeink alapján a hulladékképződés mértéke elsősorban az ellátás komplexitását és az infekciókontroll gyakorlatok (például az egyszerhasználatos EVE-felhasználás) intenzitását tükrözi, nem pedig pusztán az ellátási volumen nagyságát. Ezzel párhuzamosan az ápolási idő negatív irányú hatása arra utal, hogy a rövidebb, intenzívebb ellátási epizódok nagyobb fajlagos hulladékképződéssel járnak.

Az idősoros adatok alapján az FEH generációja nem lineáris növekedést mutat, hanem külső hatásokra érzékeny ingadozást, amely különösen a pandémiás

időszakban erősödött fel. A regionális különbségek fennállása pedig azt jelzi, hogy az egészségügyi, társadalmi és szervezeti tényezők térben is hatást gyakorolnak a hulladékképződésre.

Összességében az eredmények rámutatnak arra, hogy az FEH képződése egy komplex, többdimenziós jelenség, amelyben az ellátási struktúra, az infekciókontroll gyakorlat és az intézményi működés együttesen határozza meg a kialakuló mintázatokat. Ezek az összefüggések ugyanakkor aggregált szinten jelennek meg, ezért a mögöttes működési mechanizmusok és intézményi sajátosságok részletesebb feltárása indokolja egy komplex, egyetemi jellegű kórházi környezet célzott vizsgálatát.

4.2. Veszélyes egészségügyi hulladék képződésének elemzése a Debreceni Egyetem Klinikai Központban

4.2.1. Az intézmény hulladékösszetétele

A DEKK NC-ben keletkező EH veszélyes és nem veszélyes (kommunális) hulladékból áll. A VEH tovább osztható speciális VEH-ra (FEH), valamint vegyi és radioaktív hulladéokra. A nem veszélyes hulladék vegyes települési szilárd hulladékból és egyéb, szelektíven gyűjtött hulladékból állt. A 2017 és 2021 között keletkezett EH részletes összetételét az 5. táblázat mutatja be. A vizsgált időszakban az éves veszélyes hulladék aránya 44 és 49% között (átlagosan 46,42%), a nem veszélyes hulladék aránya pedig 51 és 56% között változott. A VEH magas aránya jelentősen eltér a WHO által becsült 10-25%-tól, ugyanakkor más szerzők is beszámoltak hasonló arányokról (Mmerekí et al., 2017; Wilujeng, 2019). Ez a magas arány magyarázható az oktatási/kutatási tevékenységekből származó többlet VEH-val, amely az egyetemi kórházakra jellemző. Az összes hulladék 43-47%-a tartalmazott FEH-t, amely a VEH átlagosan 96,43%-át adta. Az FEH-t ömlesztve, szelektálás nélkül egy közös hulladékgyűjtő konténerben helyezték el. Megfigyeléseink alapján kizárólag az éles és hegyes eszközöket

gyűjtötték szelektíven egy erre a célra kialakított kisebb tartályban, azonban végül ez is a közös gyűjtőbe került. A hulladékká vált szűrő és vágó eszközök elkülönített gyűjtése elsősorban munkabiztonsági megfontolásokat szolgál, nem pedig tudatos hulladékszelekció eredménye. A tűgyűjtő edényzet szűrásbiztos, merev falú kialakítása a személyzet sérülésének megelőzését célozza a gyűjtés során, ugyanakkor a további hulladékkezelési folyamatokban ez az elkülönítés nem érvényesül. Az FEH ártalmatlanítása az intézményen kívül történik, égetéssel (szervmaradványok, kísérleti állatokból származó hulladék, citosztatikummal szennyezett hulladék, mikrobiológiai hulladék, használt felnőtt- és gyermekpelenkák) vagy sterilizálással (éles és hegyes eszközök, vérrel/váladékkal szennyezett hulladék, vér és vérkészítmények, fertőző betegek ellátása során keletkező hulladék). Megfigyelhető volt továbbá, hogy a használt felnőtt- és gyermekpelenkákat (függetlenül attól, hogy fertőző vagy nem fertőző betegektől származnak) minden esetben FEH-ként különítik el. A DEKK NC egységei évente átlagosan 363 248 darab pelenkát használtak fel.

A kémiai és radioaktív hulladék a vizsgált időszakban az összes hulladék mindössze 1,5–2%-át tette ki, ami a VEH 3,57%-ának felel meg. Ezeket szelektíven gyűjtötték, és 10 fő HAK csoportba, valamint radioaktív hulladék kategóriába sorolták. Az elkülönítetten gyűjtött VEH alacsony aránya nagyrészt a hazai jogszabályi környezetből adódik, amely nem írja elő az FEH (speciális VEH) elemeinek szelektív gyűjtését. A kémiai hulladék legnagyobb része a HAK 14., 15. és 20. főcsoportok veszélyes elemeiből származott (szerves oldószerek, savak, lúgok és szennyezett csomagolóanyagok), amelyek a teljes vegyi hulladék közel 88%-át tették ki. A nem veszélyes hulladék 84,7%-a vegyes települési szilárd hulladék volt, amelyet a lakossági hulladékhoz hasonlóan, ömlesztve gyűjtöttek. A szelektíven gyűjtött hulladék aránya 15,3% volt, és a két leggyakoribb hulladéktípus (99%) a HAK 15. és 20. főcsoportok nem veszélyes

elemeiből származott (elkülönítetten gyűjtött nem veszélyes csomagolási hulladék, papír és karton).

5. táblázat. Az egyes hulladéktípusok százalékos hozzájárulása 2017 és 2021 között

Egészségügyi veszélyes hulladék (46,42%)	
Fertőző egészségügyi veszélyes hulladék (96,43%)	Kémiai/radioaktív hulladék (3,57%)
- vérrel és testváladékokkal szennyezett hulladék - éles és hegyes eszközök - szennyezett vér és vérkészítmények - szervmaradványok - kísérleti állatokból származó hulladék - citosztatikumokkal szennyezett hulladék - mikrobiológiai hulladék - fertőző betegellátásból származó hulladék - használt felnőtt- és gyermekpelenka	- Szervetlen kémiai folyamatokból származó hulladék (1,08%) - Szerves kémiai folyamatokból származó hulladék (0,90%) - Bevonatok, ragasztók, tömítőanyagok, nyomdafestékek (3,58%) - Fotóipari hulladék (0,56%) - Hulladékolajok és folyékony tüzelőanyagok (0,44%) - Szerves oldószerek, hűtőközegek és hajtógázok (42,69%) - Csomagolási hulladékok, abszorbensek, szűrőanyagok és védőruházat (13,89%) - A HAK listában nem meghatározott hulladék (0,83%) - Veszélyes anyagokat tartalmazó vagy azokból álló vegyi anyagok (4,95%) - Oldószerek, savak, lúgok (31,08%) - radioaktív (<0,1%)

Nem veszélyes egészségügyi hulladék (53,58%)	
Vegyes települési szilárd hulladék (84,70%)	Szelektíven gyűjtött hulladék (15,30%)
- betegellátásból, valamint oktatási és kutatási tevékenységekből származó szerves és szervetlen hulladék	- műanyag hulladék (0,12%) - ezüst vagy ezüstvegyületeket tartalmazó hulladék (<0,1%) - csomagolási hulladék (67,05%) - szigetelőanyag (<0,1%) - gyógyszerhulladék (0,70%) - telített vagy kimerült ioncserélő gyanták (<0,1%) - kiselejtezett elektromos berendezések, fémek (32,06%)

4.2.2. Az egészségügyi hulladék mennyiségei és generációs rátái

A 6. táblázat a 2017 és 2021 között keletkezett hulladékmennyiségeket mutatja be. Megfigyeltük, hogy a teljes EH mennyisége a vizsgált 5 évben összesen 9,49%-kal növekedett, ami éves átlagban 2,11%-os emelkedésnek felel meg. Ez összhangban van a szakirodalomban leírt, globális szinten megfigyelt, várható évi 2-3%-os növekedéssel (H. Li et al., 2021). A legnagyobb mennyiség 2021-ben (1 634 tonna), míg a legalacsonyabb 2020-ban (1 482 tonna) keletkezett. A 2020-ban tapasztalt csökkenés (5,1%) az egyetlen visszaesés volt az időszak során, amelyet a COVID-19 világjárvány első hulláma következtében csökkenő betegforgalommal magyaráztunk. Ebben az időszakban mérséklődött a szakorvosi ellátást igénybe vevők száma, valamint az elektív beavatkozások elhalasztásra kerültek.

Az EH-n belül a VEH mennyisége szintén növekedést mutatott a vizsgált időszakban, összességében 20,19%-kal, ami éves átlagban 4,38%-os

emelkedésnek felel meg, és 2021-ben érte el maximumát (796 tonna). A VEH gyorsabb növekedési üteme arra utal, hogy a hulladékképződés szerkezete eltolódott a veszélyes komponensek irányába, amit az egyszerhasználatos orvostechikai eszközök és EVE-k fokozott alkalmazásával magyaráztunk (ezek többsége vérrel, váladékkal, vegyi anyagokkal szennyezett, illetve éles részeket tartalmaz, ezért veszélyes hulladékként kell elkülöníteni).

6. táblázat. A veszélyes és nem veszélyes hulladék éves mennyiségei 2017-2021 között

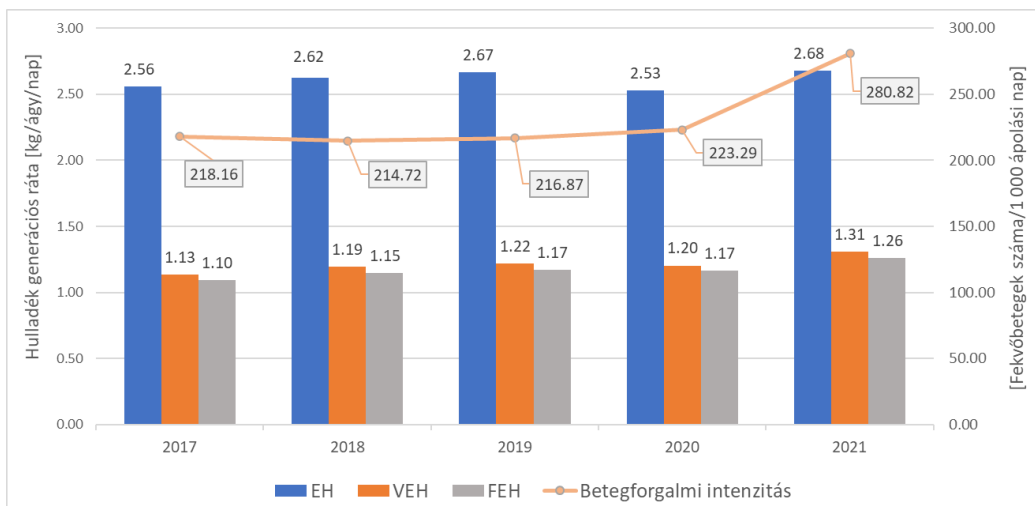
Hulladéktípus [t/év]			
Év	Nem veszélyes	Veszélyes	Teljes mennyiség
2017	829,63	662,39	1 492,02
2018	833,98	697,43	1 531,42
2019	845,07	712,13	1 557,20
2020	777,32	704,37	1 481,68
2021	837,49	796,16	1 633,65

Az 8. ábra alapján megfigyelhető, hogy a hulladékgenerációs ráták szintén növekvő tendenciát mutattak. Az egy ágyra jutó napi EH mennyiség 2,53 és 2,68 kg/ágy/nap között változott, a VEH GR pedig 1,13 és 1,31 kg/ágy/nap között alakult. A vizsgált időszakban az EH GR 4,7%-kal, míg a VEH GR ennek több mint háromszorosával, 15,9%-kal növekedett.

Megfigyeltük továbbá, hogy a hulladékgenerációs ráták 2020-ban is növekvő tendenciát mutattak, miközben a betegforgalom intenzitása (1 000 ápolási napra jutó fekvőbetegek száma) emelkedett. Ez arra utal, hogy a COVID–19 időszakban a hulladékképződés alakulását nem kizárólag a betegforgalom volumene, hanem az ellátás szerkezeti változása, a megváltozott betegpopuláció és a fokozott infekciókontroll-intézkedések is befolyásolták. A COVID–19 fertőzött betegek hosszabb ápolási időt igényeltek, az elhalasztott

műtétek miatt a betegek állapota súlyosbodott, ami több invazív beavatkozást és orvostechikai eszköz használatát eredményezett. Emellett a kötelező maszkviselés és az egyéni védőeszközök fokozott használata szintén növelte a hulladék mennyiségét.

Eredményeink összehasonlítása alapján megállapítottuk, hogy a mért EH GR-ek (2,53-2,68 kg/ágy/nap) megfelelnek a WHO által becsült átlag globális 0,5-3,0 kg/ágy/nap tartománynak, valamint az európai kórházakban mért 0,3-4,5 kg/ágy/nap értékeknek (Çetinkaya et al., 2020; B.-K. Lee et al., 2004; Sepetis et al., 2022; N. Singh et al., 2021; WHO, 2014). A VEH GR esetében ugyanakkor az általunk tapasztalt értékek meghaladják a WHO 0,2-0,5 kg/ágy/nap becslését, ami arra utal, hogy a vizsgált intézményben a veszélyes hulladék aránya kiemelkedő. Fontos megjegyezni, hogy a szakirodalom jelentős eltéréseket mutat az egyes kórházak között (például az eltérő osztályozási rendszerek, jogszabályi környezet, intézménytípus és gazdasági háttér miatt), ami megnehezíti a közvetlen összehasonlítást. Ugyanakkor egyes közel-keleti országokban (Katar, Irán, Jordánia, Kuvait) ennél is magasabb VEH GR-t írtak le (2,6–3,81 kg/ágy/nap), ami alátámasztja a kapott eredményeket (Alagha et al., 2018; Hamoda et al., 2005; Naemi et al., 2021; Sartaj & Arabgol, 2015).



8. ábra. Az egyes egészségügyi hulladéktípusok generációs rátáinak és a betegforgalmi intenzitás alakulása 2017 és 2021 között

Rövidítések: EH: egészségügyi hulladék, VEH: veszélyes egészségügyi hulladék, FEH: fertőző egészségügyi hulladék

4.2.3. A veszélyes egészségügyi hulladék mennyiségei az orvosi szakterületek szerint

A 7. táblázat a 2017 és 2021 közötti időszakban az orvosi szakterületek rangsorát mutatja be a VEH-hoz való átlagos hozzájárulásuk, az aktív ágyak száma, valamint a VEH GR-ja alapján, a minimum- és maximumértékek feltüntetésével. A 9. ábra az egyes szakterületekhez kapcsolódó VEH mennyiségek és a VEH intenzitás (1 000 ápolási napra jutó VEH mennyiség) közötti összefüggést szemlélteti.

7. táblázat. A veszélyes egészségügyi hulladékok termelődésének alakulása az egyes orvosi szakterületek között, 2017-2021-ben

Orvosi szakterületek	VEH hozzájárulás (%)	Rangsor	Aktív ágyak éves átlagos száma (ágy/év)	Rangsor	VEH generációs ráta (kg/ágy/nap)	Rangsor	VEH generációs ráta intervalluma (kg/ágy/nap)
Belgyógyászat	16,22	1	346	1	0,87	13	0,77-0,97
Aneszteziológia és intenzív terápia	10,09	2	75	7	2,38	3	1,88-3,02
Sebészet	9,39	3	151	3	1,10	8	0,77-1,43
Kardiológia	8,21	4	145	4	1,00	10	0,94-1,14
Szívsebészet	7,18	5	50	11	2,52	2	2,38-2,66
Szülészeti és nőgyógyászat	7,15	6	145	4	0,87	13	0,78-1,06
Idegsebészet	5,42	7	30	16	3,20	1	3,15-3,32
Gyermekegyógyászat	5,31	8	167	2	0,56	15	0,52-0,61
Pulmonológia	5,06	9	103	6	0,89	12	0,62-1,40
Urológia	4,37	10	50	11	1,55	5	1,36-1,85
Ortopédia	4,16	11	55	10	1,34	6	0,91-1,63
Neurológia	3,69	12	63	9	1,04	9	0,91-1,16
Neonatalógia	3,21	13	NA*	21	NA*	21	NA*
Bőrgyógyászat	2,63	14	40	13	1,17	7	1,08-1,22
Fogászat	2,27	15	NA**	21	NA**	21	NA**
Száj-, állcsont- és arcsebészet	1,90	16	18	19	1,87	4	1,11-2,86
Onkológia, onkoradiológia	1,20	17	65	8	0,33	18	0,29-0,39
Sürgősségi betegellátás	0,84	18	15	20	1,00	10	0,07-2,04
Szemészet	0,80	19	38	14	0,39	16	0,34-0,44
Fül-orr-gégészeti	0,70	20	38	14	0,35	17	0,30-0,40
Reumatológia	0,18	21	20	18	0,16	19	0,11-0,27
Pszichiátria	0,02	22	22	17	0,01	20	0,01-0,03

NA: nem alkalmazható

Rövidítések: VEH: veszélyes egészségügyi hulladék

* A neonatológiai osztály nem rendelkezik betegágyakkal.

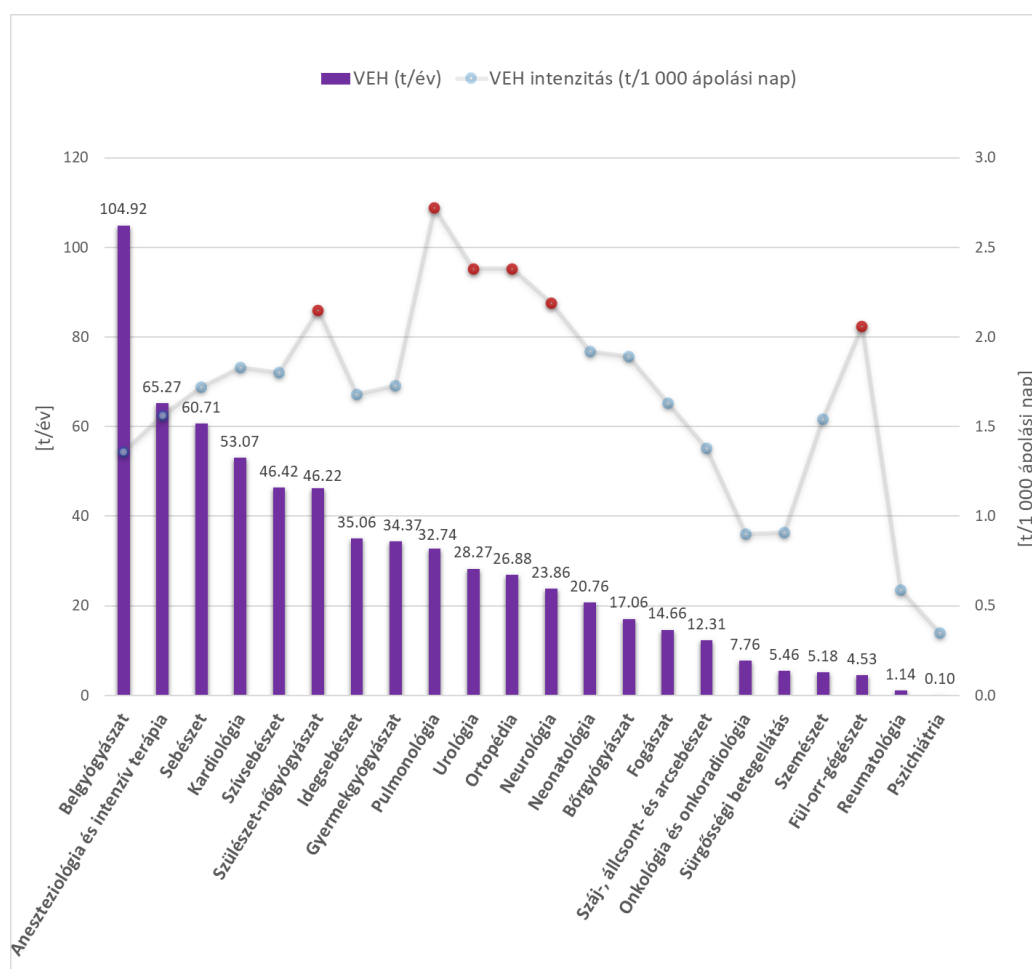
** A fogászat területén az ellátás jellemzően járóbeteg-ellátás keretében történik, 24 órás bentfekvés nélkül. Ennek megfelelően a fogászati osztály nem szerepel ágykapacitással az adatbázisban.

A DEKK NC 22 szakterülete közül a belgyógyászat (16,22%), az aneszteziológia és intenzív ellátás (10,09%), valamint a sebészet (9,39%) termelte a legtöbb VEH-t; együttes hozzájárulásuk a teljes VEH mennyiség 35,7%-át tette ki. Ezzel szemben a fül-orr-gégészet, a reumatológia és a pszichiátria járult hozzá a legkisebb mértékben a VEH-hoz, összesen kevesebb mint 1%-kal. Megfigyeltük, hogy a legnagyobb átlagos ágyszámmal rendelkező szakterületek termelték a legtöbb VEH-t, ami arra utal, hogy az aktív ágykapacitás és a kezelt betegmennyiség növekedésével a keletkező hulladék mennyisége is emelkedik.

Az ágyak számára vetített VEH mennyiséget tekintve a legnagyobb napi kibocsátással az idegsebészet (3,2 kg/ágy/nap), a szívsebészet (2,52 kg/ágy/nap), valamint az aneszteziológia és intenzív ellátás (2,38 kg/ágy/nap) rendelkezett. Ezek az értékek 111-183%-kal haladták meg az ötéves teljes szakterületi átlagot (1,13 kg/ágy/nap), ami megerősíti, hogy a sebészeti és intenzív ellátási területek – a nemzetközi szakirodalommal összhangban (Bdour et al., 2007; Idowu et al., 2013; Komilis et al., 2011) – kiemelt szerepet játszanak a VEH képződésében. A neonatológia és a fogászat esetében VEH GR nem volt számítható, mivel ezeknél a szakterületeknél nem álltak rendelkezésre aktív ágyak. A generációs ráták és azok szórása alapján azonosíthatók voltak azok a tevékenység-specifikus jellemzők is, amelyek befolyásolják a VEH mennyiségét.

Megállapítottuk, hogy a pulmonológia, az urológia, az ortopédia, a neurológia, a szülészet-nőgyógyászat, valamint a fül-orr-gégészet magasabb VEH intenzitással jellemezhetők (9. ábra). Az 1 000 ápolási napra jutó VEH mennyisége rámutat arra, hogy egyes szakmák azonos ellátási teljesítmény

mellett is nagyobb mennyiségű veszélyes egészségügyi hulladékot termelnek. Ezt azzal magyaráztuk, hogy ezeken a szakterületeken az ellátási volumenhez viszonyítva nagyobb mennyiségben alkalmaznak egyszerhasználatos orvostechnikai eszközöket (például egyszerhasználatos légzőcsöveket, endoszkópokat, sebészeti műszereket és infúziós szerelvényeket), valamint EVE-keket.



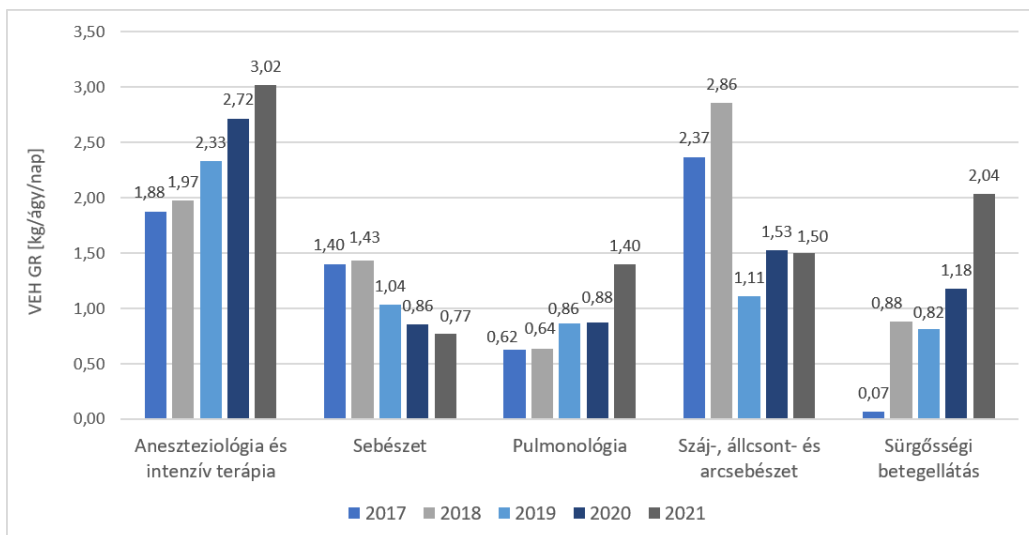
9. ábra. Az orvosi szakterületeken keletkező veszélyes egészségügyi hulladék éves átlagos mennyiségei és intenzitása 2017 és 2021 között

Rövidítések: VEH: veszélyes egészségügyi hulladék, VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta

A VEH GR-k időbeli alakulását tekintve az öt legnagyobb eltérést mutató szakterületet a 10. ábra szemlélteti. Megfigyeltük, hogy az aneszteziológia és intenzív ellátás, a pulmonológia, valamint a sürgősségi ellátás VEH GR-ja a vizsgált időszakban folyamatos növekedést mutattak. Az aneszteziológia és intenzív ellátás területén a VEH GR több mint 160%-kal emelkedett, addig a pulmonológia esetében a növekedés közel 225% volt 2017 és 2021 között. Mindkét szakterület esetében a pandémiás időszak alatt nagyobb mértékű növekedést figyeltünk meg. Ezt azzal magyaráztunk, hogy a fekvőbeteg-ellátást igénylő COVID-19 fertőzött betegek elsősorban e két szakterületet terhelték, mivel a betegség elsődlegesen a légzőrendszert érinti, enyhébb esetekben pulmonológiai ellátást, súlyosabb esetekben pedig intenzív osztályos kezelést tett szükségessé. Az intézmény hulladékgyűjtési politikája a pandémia alatt nem változott jelentősen, ugyanakkor szakterület-specifikus COVID-19 ellátást vezettek be.

A legnagyobb különbséget a sürgősségi betegellátásban figyeltük meg, ahol az egy ágyra jutó VEH mennyisége 2021-ben közel 30-szorosára nőtt a 2017-es értékhez képest. Ezt részben azzal magyaráztuk, hogy 2018-ban a szakterület ellátási területe bővült, és ezzel együtt az ágyak száma is növekedett. Ezt a tendenciát tovább erősítette, hogy 2021-ben a COVID-19 világjárvány következtében a vizsgált egyetemi kórházat regionális sürgősségi ellátó központtá jelölték ki mind gyermek-, mind felnőttellátás tekintetében, ami a VEH mennyiségében ágyanként és naponta 73%-os növekedést eredményezett csak ebben az évben.

Ezzel szemben két sebészeti szakterületen (az általános sebészet és az oromaxillofaciális sebészet) csökkenést figyeltünk meg a VEH képződési rátákban. Ezt azzal magyaráztuk, hogy a pandémia időszakában az elektív műtétek elhalasztása ezeken a területeken mérsékelte a VEH mennyiségét.

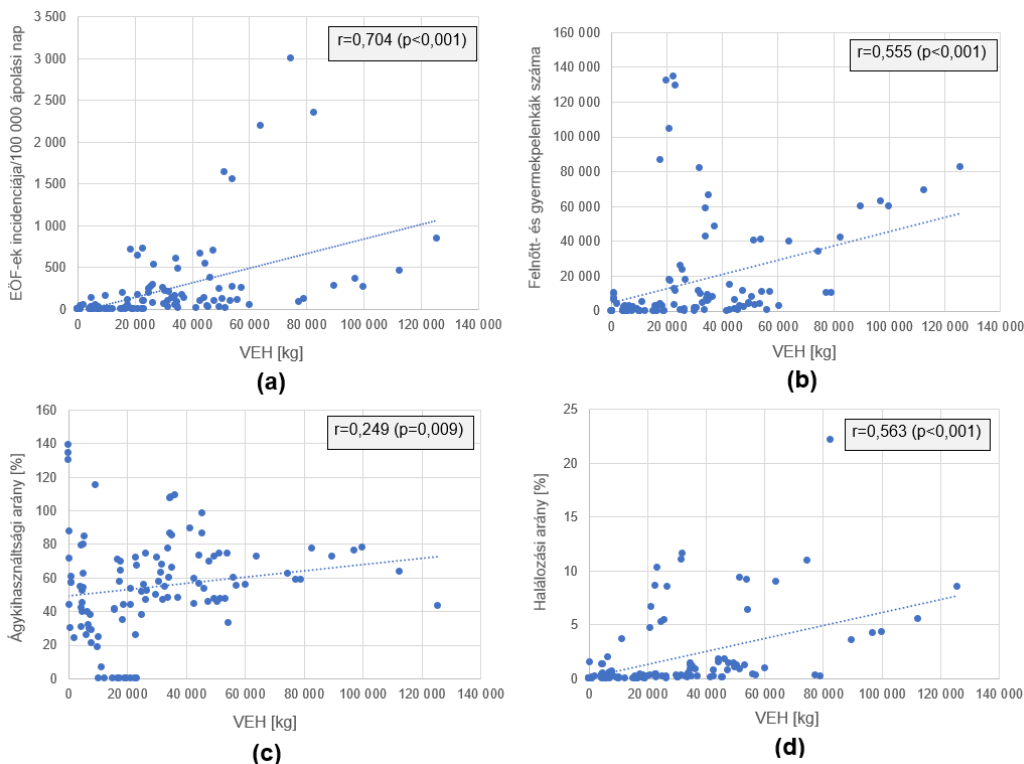


10. ábra. A veszélyes egészségügyi hulladék generációs rátájának legnagyobb ingadozását mutató 5 orvosi szakterület 2017 és 2021 között

Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta

4.2.4. A veszélyes egészségügyi hulladék mennyiségét befolyásoló potenciális tényezők

A VEH mennyiségét befolyásoló tényezők vizsgálata során egyváltozós statisztikai elemzést végeztünk. Az adatok nem normál eloszlást mutattak, ezért Spearman-féle rangkorrelációs módszert alkalmaztunk. A 11. ábra azokat a tényezőket szemlélteti, amelyek esetében kapcsolatot feltételeztünk a VEH mennyiségével. Az ábrán szereplő egyes pontok a DEKK NC egyes szervezeti egységeinek ötéves adatait reprezentálják. Eredményeink alapján minden vizsgált változó esetében szignifikáns, pozitív kapcsolat volt kimutatható ($p < 0,05$). A legerősebb korrelációt az EÖF-ek incidenciája mutatta ($r = 0,704$), ezt követte a halálozási arány ($r = 0,563$) és a pelenkák száma ($r = 0,555$). A leggyengébb összefüggést az ágykihasználtsággal figyeltük meg ($r = 0,249$).



11. ábra. A vizsgált befolyásoló tényezők és a veszélyes egészségügyi hulladék közötti Spearman-féle korrelációs vizsgálat

(a) az EÖF-ek incidenciája; (b) a felnőtt- és gyermekpelenkák száma; (c) az ágykihasználtság; (d) a halálozás

Rövidítések: EÖF: egészségügyi ellátással összefüggő fertőzés, VEH: veszélyes egészségügyi hulladék

A többváltozós statisztikai elemzés során robusztus regressziós modellt alkalmaztunk, amelynek eredményeit a 8. táblázat mutatja be. Szignifikáns pozitív kapcsolatot igazoltunk az EÖF-ek incidenciájával ($p<0,001$), a felnőtt- és gyermekpelenkák számával ($p=0,008$), valamint az ellátó egység sebészeti/nem sebészeti jellegével ($p=0,032$). Bár az ágykihasználtság határérték közeli szignifikanciát mutatott ($p=0,052$), nem tekinthető

egyértelműen meghatározó tényezőnek. Megfigyeltük továbbá, hogy a hulladékképződés éve nem gyakorolt statisztikailag kimutatható hatást a VEH mennyiségére (referenciaév: 2017), ami azt jelzi, hogy az időbeli változások (beleértve a COVID-19 pandémiás időszakot) önmagukban nem magyarázzák a VEH mennyiségének alakulását ebben a vizsgálatban.

Az eredmények alapján megállapítottuk, hogy a VEH mennyisége és az EÖF-ek incidenciája (100 000 ápolási napra vetítve) között nagyon erős pozitív kapcsolat áll fenn, amelyet mind az egyváltozós, mind a többváltozós elemzések megerősítettek. Az egyes szervezeti egységek közötti eltérések hátterében az állhat, hogy az EÖF-incidencia relatív mutató (100 000 ápolási napra jutó esetszám), míg a VEH mennyisége abszolút érték. Emiatt a hulladékképződést nem kizárólag az EÖF-ek előfordulása, hanem a betegforgalom, az ápolási napok száma, az alkalmazott egyszerhasználatos eszközök mennyisége és az adott szakma ellátási sajátosságai is jelentősen befolyásolják.

Kimutattuk, hogy az EÖF-ek incidenciájának 1 egységgel történő növekedése 16,68 kg többlet VEH keletkezésével jár. A fertőzések növelik az egyszerhasználatos betegellátási eszközök és EVE-k felhasználását, valamint az ápolási napok számát. Emellett a fertőzések továbbterjedése és a kontakt személyek izolálásának szükségessége több szinten is hozzájárul a fertőző hulladék mennyiségének növekedéséhez, mivel az izolált betegek hulladékai automatikusan VEH-ként kerülnek elkülönítésre.

8. táblázat. A veszélyes egészségügyi hulladék termelődésével összefüggő potenciális befolyásoló tényezők robusztus regressziós elemzése

Befolyásoló tényezők	Együttható	p-érték	95% MT	
<i>EÖF-ek incidenciája/100 000 ápolási nap</i>	16,68	<0,001	6,97	26,39
<i>Felnőtt- és gyermekpelenkák száma</i>	0,17	0,008	0,04	0,29
Ágykihasználtsági arány (%)	120,57	0,052	-0,97	242,11
Halálozási arány (%)	1 033,31	0,127	-298,58	2 365,19
<i>Sebészeti/nem sebészeti jelleg</i>	8 219,12	0,032	728,63	15 709,61
2018/2017	1 362,19	0,783	-8 407,75	11 132,13
2019/2017	2 144,55	0,665	-7 646,92	11 936,02
2020/2017	797,46	0,879	-9 540,95	11 135,86
2021/2017	1 489,97	0,772	-8 696,88	11 676,83

Félkövér - dőlt betű jelöli a szignifikáns eredményt

Rövidítések: EÖF: egészségügyi ellátással összefüggő fertőzés, MT: megbízhatósági tartomány

Szintén jelentős hatást figyeltünk meg a felnőtt- és gyermekpelenkák száma esetében, ahol az egységnyi növekedés 0,17 kg-mal növelte a VEH mennyiségét, ami az egyik legerősebb azonosított prediktornak bizonyult. Ez különösen releváns annak fényében, hogy a vizsgált intézmény évente átlagosan több mint 363 000 darab pelenkát használ fel. Ezzel szemben a halálozási arány, bár egyváltozós elemzésben erős korrelációt mutatott, a többváltozós modellben nem bizonyult szignifikáns tényezőnek, így prediktív szerepe nem igazolható.

Megállapítottuk továbbá, hogy az orvosi szakterületek jellege is jelentősen befolyásolja a VEH mennyiségét: a sebészeti jelleg (sebészeti/nem sebészeti) szignifikáns meghatározó tényezőnek bizonyult, és a sebészeti jelleghez tartozó egységek esetében a VEH mennyisége 8 219,12 kg-mal volt magasabb.

A vizsgálat igazolta, hogy a VEH képződését az intézményi működés több, egymással összefüggő tényezője együttesen határozza meg. A klasszikus mutatók közül a betegforgalomhoz kapcsolódó indikátorok (különösen az aktív ágyak száma, az ápolási napok száma és a fekvőbetegek száma) összefüggést mutattak a képződő hulladék mennyiségével. Ugyanakkor az eredmények azt is egyértelművé tették, hogy ezek a tényezők önmagukban nem magyarázzák teljes mértékben a VEH képződés variabilitását.

Az egy -és többváltozós statisztikai elemzés rámutatott arra, hogy az ellátási profil és az invazív beavatkozások aránya kulcsszerepet játszik. A sebészeti és magas beavatkozási intenzitású szakmák esetében lényegesen magasabb VEH képződési értékek jelentkeztek. Emellett az oktatási és kutatási tevékenységet végző, nagy forgalmú intézményekben a hulladékképződés szintje szintén magasabbnak bizonyult, ami az ellátás komplexitásával és az alkalmazott infekciókontroll gyakorlatokkal hozható összefüggésbe.

A COVID-19 járvány hatása az intézményi összképet tekintve nem okozott aránytalan növekedést, ugyanakkor egyes szakterületeken (különösen aneszteziológia és intenzív terápia, pulmonológia, sürgősségi ellátás) jól kimutatható, lokális szintű többletterhelést eredményezett.

Az intézményi szintű eredmények tehát megerősítették, hogy a VEH képződése nem értelmezhető kizárólag a hagyományos mennyiségi mutatók mentén, mivel azt az ellátási profil, a beavatkozási intenzitás és az intézményi működés sajátosságai egyaránt alakítják azt. Mindez indokoltá teszi egy olyan korrigált mutató kifejlesztését, amely a kórházak közötti összehasonlítást a klinikai és működési különbségek figyelembevételével teszi pontosabbá.

4.3. Korrigált mutató alkalmazása a kórházi hulladékgazdálkodás összehasonlítására

4.3.1. A kórházi hulladékképződés intézmények közötti különbségei

A kórházi hulladékképződés elemzése jelentős különbségeket tárt fel a kórházcsoportok között (9. táblázat). Az alacsony kapacitású kórházak (1. csoport) esetében volt a legalacsonyabb a VEH GR (0,26 kg/ágy/nap), míg a kiemelten magas kapacitású kórházak (5. csoport) produkálták a legmagasabb értéket (0,51 kg/ágy/nap). A vizsgálat eredményei megerősítik, hogy a magasabb VEH GR értékek jellemzően a nagyobb kapacitású kórházakhoz társulnak, összhangban a szakirodalomban korábban leírt trendekkel (Eker & Bilgili, 2011; Komilis et al., 2012).

A CMI és ápolási idő értékek vizsgálata alapján az 1. csoport (30-242 ágy) rendelkezett a legalacsonyabb komplexitással (CMI=0,76; szórás=0,48) és a leghosszabb ápolási idővel (ápolási idő=17,23 nap; szórás=9,60), ezzel szemben az 5. csoport (1 128-3 513 ágy) mutatta a legmagasabb komplexitást (CMI=1,29; szórás=0,18) és a legrövidebb ápolási időt (ápolási idő=6,87 nap; szórás=1,38). A köztes kórházi csoportok (2-4. csoportok) CMI értékei 1,04 és 1,18 között, az ápolási idő értékei pedig 9,07 és 15,69 nap között alakultak. A 3. csoport (378-591 ágy) viszonylag alacsony szórást mutatott mind a CMI (szórás=0,33), mind a CAWI (szórás=0,03) esetében, ami arra utalhat, hogy ebben a mérettartományban a kórházak ellátási profilja kevésbé specializált és kevésbé heterogén, így a betegösszetétel és az ellátási gyakorlatok is egységesebbek, ami alacsonyabb variabilitást eredményez a hulladékképződésben.

A nagyobb intézményekben megfigyelt magasabb VEH GR értékek, amelyek magasabb CMI-vel és rövidebb ápolási idővel párosulnak, jól illeszkednek azokhoz a korábbi kutatási eredményekhez, amelyek az akut ellátást nyújtó és specializált intézmények fokozott erőforrás-igényességét hangsúlyozzák (Eker

& Bilgili, 2011; Xin, 2015). Ez az összefüggés arra utal, hogy a nagyobb intézményekben az ellátás nemcsak komplexebb, hanem időben koncentráltabb is, vagyis az egy betegre jutó beavatkozások rövidebb idő alatt, nagyobb intenzitással valósulnak meg.

A legmagasabb CAWI értéket az 5. csoportban figyeltük meg (0,12; szórás=0,09), amelyet a 2. csoport követett (0,10; szórás=0,28). A legalacsonyabb CAWI értéket a 3. csoportban regisztráltuk (0,04; szórás=0,03). Az 1. és 4. csoport köztes értékeket mutatott (mindkettőben 0,05), azonban eltérő variabilitással (szórás=0,14, illetve 0,03). A nagyobb, tercier ellátást nyújtó kórházak (5. csoport) a vizsgált csoportok közül a legmagasabb CAWI értékekkel és a legrövidebb ápolási idővel jellemezhetők. A CAWI ebben az összefüggésben képes elkülöníteni azokat a helyzeteket, ahol a magas hulladékképződés a betegkomplexitás és az ellátási intenzitás következménye, nem pedig önmagában az intézményi méretből adódik.

A két indikátor közvetlen összehasonlítása azt mutatta, hogy a VEH GR nagyobb szórással rendelkezett (teljes szórás=0,27), mint a CAWI (teljes szórás=0,15). A varianciák közötti különbség statisztikailag szignifikáns volt (F-próba: $p < 0,001$). A CAWI esetében tapasztalt varianciacsökkenés arra utal, hogy a CAWI képes kiszűrni azokat a strukturális különbségeket, amelyek a betegösszetételből és az ellátási intenzitásból adódnak, így a fennmaradó variabilitás inkább a tényleges intézményi működési különbségeket tükrözi.

Mivel az adatállomány az ország szinte valamennyi kórházát előzetes szelekció nélkül tartalmazza, az elemzés a betegkomplexitási szintek széles tartományát fedi le, ami indokolja a CAWI értékek közötti különbségeket. Ez egyben alátámasztja a mutató alkalmazhatóságát heterogén, országos szintű adathalmazokon is, ahol a hagyományos mutatók torzító hatása különösen erősen érvényesül.

9. táblázat. A hulladékképződés és a betegösszetettség összehasonlítása kórházcsoportok szerint

Kórházcsoportok	VEH GR [kg/ágy/nap] (szórás)	CMI (szórás)	Ápolási idő [nap] (szórás)	CAWI [VEH GR x CMI/ ápolási idő] (szórás)
1. csoport Alacsony kapacitású kórházak (30-242 ágy)	0,26 (0,26)	0,76 (0,48)	17,23 (9,60)	0,05 (0,14)
2. csoport Alsó-közepes kapacitású kórházak (253-377 ágy)	0,33 (0,37)	1,05 (0,81)	15,69 (13,65)	0,10 (0,28)
3. csoport Felső-közepes kapacitású kórházak (378-591 ágy)	0,30 (0,22)	1,04 (0,33)	14,94 (20,75)	0,04 (0,03)
4. csoport Magas kapacitású kórházak (592-1 033 ágy)	0,32 (0,15)	1,18 (0,36)	9,07 (3,72)	0,05 (0,03)
5. csoport Kiemelten magas kapacitású kórházak (1 128-3 513 ágy)	0,51 (0,23)	1,29 (0,18)	6,87 (1,38)	0,12 (0,09)
	Teljes szórás: 0,27			Teljes szórás: 0,15

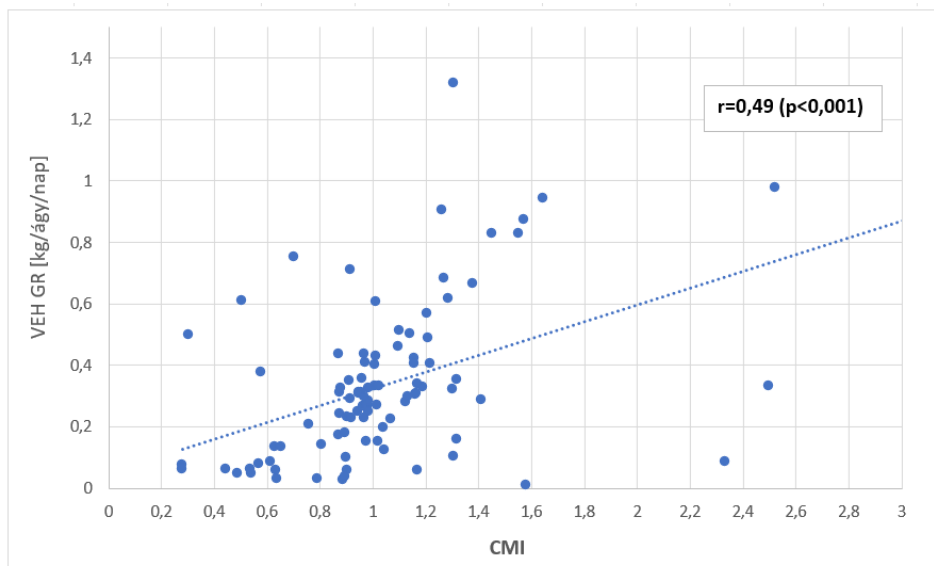
Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta, CMI: Case-Mix Index, CAWI: komplexitásra korrigált hulladékindex

4.3.2. A betegösszetettség és az ápolási idő statisztikai összefüggései a hulladékképződéssel

A Spearman-féle korrelációs elemzés statisztikailag szignifikáns kapcsolatokat igazolt a CMI, az ápolási idő és a VEH GR között (12. és 13. ábra). A CMI és a VEH GR között közepes erősségű pozitív korrelációt találtunk ($r=0,49$, $p<0,001$). Az ápolási idő erős negatív korrelációt mutatott a VEH GR-rel ($r= -0,67$, $p<0,001$). Az ápolási idő és a napi hulladékképződés közötti szignifikáns negatív kapcsolat összhangban áll korábbi vizsgálatokkal, amelyek szerint a rövidebb kórházi tartózkodás fokozza az egyszerűhasználatos anyagok és EVE-k alkalmazását (Prasad et al., 2022; M. Singh et al., 2022).

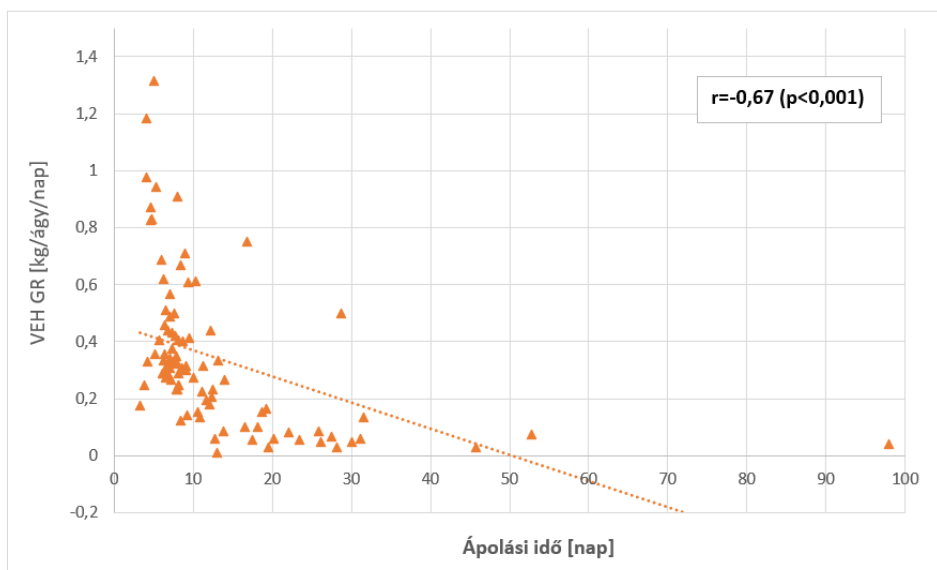
A módszertani megközelítésnek megfelelően ezen elemzés célja annak igazolása volt, hogy a betegösszetettséget leíró CMI, valamint az ellátási intenzitást közvetetten tükröző ápolási idő szignifikáns kapcsolatban állnak a hulladékképződéssel, így alkalmas indikátorok a VEH GR alakulását befolyásoló strukturális tényezők jellemzésére. Az eredmények ezt egyértelműen alátámasztják, mivel mindkét változó statisztikailag szignifikáns és irányában értelmezhető kapcsolatot mutatott a hulladékképződéssel.

Ezek az összefüggések a teljes intézményi adathalmazban ($n=94$) is konzisztensen megjelentek, jelentős eltérés nem volt megfigyelhető az alcsoportok eloszlásában.



12. ábra. A Case-Mix Index és a veszélyes egészségügyi hulladék generációs rátája közötti korrelációs vizsgálat

Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta, CMI: Case-Mix Index



13. ábra. Az átlagos ápolási idő és a veszélyes egészségügyi hulladék generációs rátája közötti korrelációs vizsgálat

Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta

4.3.3. A normalizált mutató értékelése és összehasonlítása

A külső kontrollváltozókkal végzett korrelációs elemzés azt mutatta, hogy a CAWI szignifikánsan erősebb kapcsolatokat mutatott a vizsgált tényezők többségével, mint a VEH GR (10. táblázat). A CAWI és az intenzív osztályos betegek száma közötti korrelációs együttható $r=0,78$ ($p<0,001$) volt, szemben a VEH GR esetében mért $r=0,67$ ($p<0,001$) értékkel. A MRK fertőzések incidenciájával a CAWI $r=0,62$ ($p<0,001$), míg a VEH GR $r=0,57$ ($p<0,001$) korrelációt mutatott. A fekvőbetegek száma szintén erősebben korrelált a CAWI-val ($r=0,71$, $p<0,001$), mint a VEH GR-rel ($r=0,54$, $p<0,001$). A Fisher-féle Z-próba statisztikailag szignifikáns különbséget mutatott az intenzív osztályos betegek száma és a fekvőbetegek száma esetében (mindkét esetben $p<0,001$). Az EÖF MRK fertőzések esetében a különbség nem volt szignifikáns ($p=0,216$). Ezek az eredmények alátámasztják azt a feltételezést, hogy a CAWI pontosabban ragadja meg azokat az intézményi tényezőket, amelyek ténylegesen befolyásolják a VEH mennyiségét.

10. táblázat. A hulladékképződési mutatók és a kontrollváltozók közötti Spearman-féle korreláció

Kontroll befolyásoló tényezők	VEH GR [kg/ágy/nap]		CAWI [VEH GR x CMI/ ápolási idő]		Z-score p-érték
	r	p-érték	r	p-érték	
ITO-s betegek száma	0,67	<0,001	0,78	<0,001	<0,001
EÖF MRK fertőzések incidenciája (100 000 ápolási napra)	0,57	<0,001	0,62	<0,001	0,216
Fekvőbetegek száma	0,54	<0,001	0,71	<0,001	<0,001

Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta, CAWI: komplexitásra korrigált hulladékindex, ITO: intenzív terápiás osztály, EÖF MRK: egészségügyi ellátással összefüggő multirezisztens kórokozó, CMI: Case-Mix Index, Z-score: standardizált érték

A robusztus regressziós elemzés tovább erősítette, hogy a CAWI modell statisztikai teljesítménye meghaladja a VEH GR modellt valamennyi vizsgált kontrollváltozó esetében (11. táblázat). Kiemelendő, hogy a standard hibák minden esetben alacsonyabbak voltak a CAWI alkalmazásakor, mint a VEH GR esetében: $2,27 \times 10^{-6}$ és $1,40 \times 10^{-5}$ az intenzív osztályos betegek esetében, $3,65 \times 10^{-5}$ és $2,19 \times 10^{-4}$ az EÖF MRK-k incidenciájánál, $2,22 \times 10^{-3}$ és $1,36 \times 10^{-2}$ az oktatási tevékenység esetében, valamint $7,03 \times 10^{-8}$ és $4,30 \times 10^{-7}$ a fekvőbetegek számánál.

Ezzel összhangban a regressziós együtthatók is következetesen kisebbek voltak a CAWI modell esetében, ami a variabilitással szembeni alacsonyabb érzékenységre utal, mint a VEH GR modellben: $4,23 \times 10^{-5}$ és $1,67 \times 10^{-4}$ az intenzív osztályos betegek esetében, $1,38 \times 10^{-4}$ és $1,45 \times 10^{-3}$ az EÖF MRK-k esetében, $2,01 \times 10^{-2}$ és $1,47 \times 10^{-1}$ az oktatási tevékenységnél, valamint $-2,00 \times 10^{-7}$ és $-1,23 \times 10^{-6}$ a fekvőbetegek számánál. Minden kapcsolat statisztikailag szignifikáns maradt ($p < 0,05$), ami megerősíti a CAWI modell nagyobb robusztusságát és jobb értelmezhetőségét.

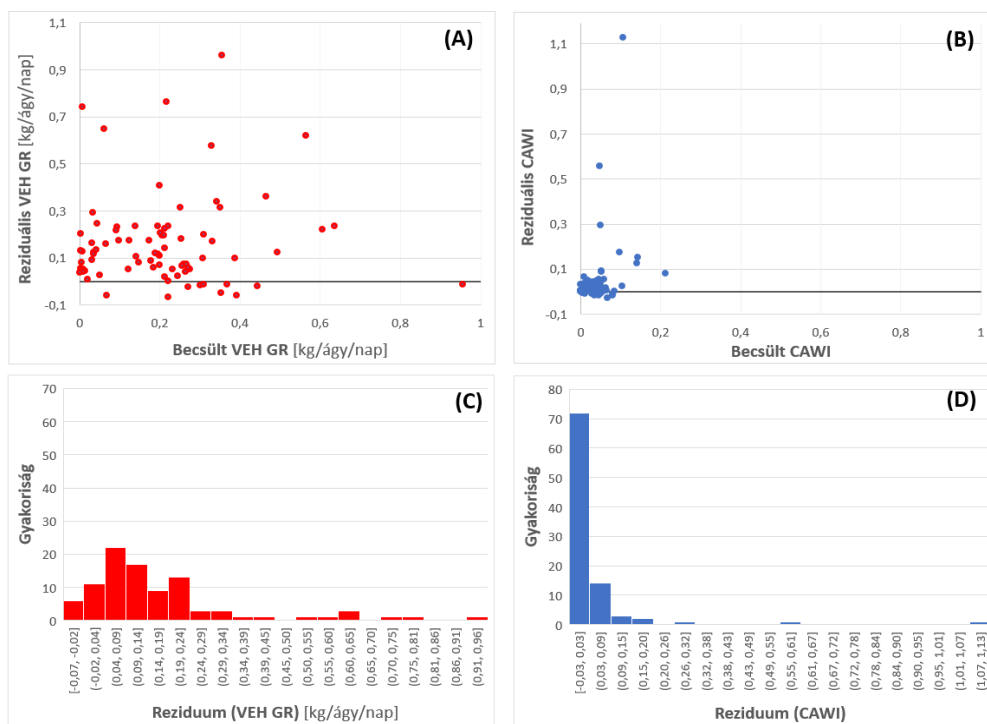
11. táblázat. A hulladékképződési mutatók és a kontrollváltozók robusztus regressziós elemzése

Kontroll befolyásoló tényezők	VEH GR [kg/ágy/nap]			CAWI [GR x CMI/ ápolási idő]		
	Együttható	p-érték	SE	Együttható	p-érték	SE
ITO-s betegek száma	$1,67 \times 10^{-4}$	<0,001	$1,40 \times 10^{-5}$	$4,23 \times 10^{-5}$	<0,001	$2,27 \times 10^{-6}$
EÖF MRK fertőzések incidenciája (100 000 ápolási napra)	$1,45 \times 10^{-3}$	<0,001	$2,19 \times 10^{-4}$	$1,38 \times 10^{-4}$	<0,001	$3,65 \times 10^{-5}$
Oktatási tevékenység*	$1,47 \times 10^{-1}$	0,005	$1,36 \times 10^{-2}$	$2,01 \times 10^{-2}$	0,004	$2,22 \times 10^{-3}$
Fekvőbetegek száma	$-1,23 \times 10^{-6}$	<0,001	$4,30 \times 10^{-7}$	$-2,00 \times 10^{-7}$	<0,001	$7,03 \times 10^{-8}$

* Akkreditált oktatási tevékenységet végez

Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta, CAWI: komplexitásra korrigált hulladékindex, CMI: Case-Mix Index, ITO: intenzív terápiás osztály, EÖF MRK: egészségügyi ellátással összefüggő multirezisztens kórokozó, SE: standard hiba

A modellek teljesítményének szemléltetésére mindkét regressziós modell esetében reziduális ábrákat készítettünk (14. ábra). A hagyományos VEH GR modell (A) szélesebb és heteroszkedasztikusabb reziduális eloszlást mutatott. A CAWI modell (B) esetében a reziduumok kompaktabb, szimmetrikusabb eloszlást mutattak a nullpont körül, ami jobb illeszkedést és kisebb, nem magyarázott variabilitást jelez. A hisztogramok szintén alátámasztják, hogy a CAWI modell (D) reziduumai nagyobb arányban koncentrálnak a nullpont körül, míg a VEH GR modell (C) esetében a reziduumok szélesebb tartományban oszlanak el. Ez azt jelenti, hogy a CAWI modell a megfigyelt értékeket egyenletesebb pontossággal közelíti, a VEH GR modell esetében pedig a becslési hibák nagyobb mértékben és rendszertelenebbül szóródnak, ami alacsonyabb prediktív stabilitásra utal.



14. ábra. VEH GR és CAWI robusztus regressziós modelljeinek reziduálisai

Rövidítések: VEH GR: veszélyes egészségügyi hulladék generációs ráta, CAWI: komplexitásra korrigált hulladékindex

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a CAWI a hagyományos, ágyra vetített hulladékképződési rátánál megbízhatóbban és kontextusérzékenyebben írja le a kórházi veszélyes hulladékképződést. A normalizált mutató a betegösszetétel komplexitásának és az ellátási intenzitásnak a figyelembevételével csökkenti a nyers generációs ráták torzító hatását, ezáltal alkalmasabbá válik az intézmények közötti összehasonlításra. A kedvezőbb korrelációs és regressziós eredmények, valamint a kompaktabb reziduális eloszlás egyaránt azt jelzik, hogy a CAWI pontosabban tükrözi a hulladékképződést meghatározó strukturális különbségeket, és kevésbé érzékeny a véletlenszerű intézményi variabilitásra.

A CAWI gyakorlati szempontból is előrelépést jelent, mivel igazságosabb összehasonlíthatóságot tesz lehetővé a különböző betegösszetételű és eltérő ellátási intenzitású intézmények és ellátási egységek között. Ennek révén jobban azonosíthatók azok a területek, ahol a hulladékképződés a klinikai profilhoz viszonyítva aránytalanul magas, ami megalapozhatja a célzott hulladékcsökkentési, erőforrás-gazdálkodási és beszerzési döntéseket. A CAWI így nemcsak módszertani korrekcióként, hanem gyakorlati döntéstámogató eszközként is értelmezhető az egészségügyi hulladékgazdálkodásban.

Erősségei mellett a vizsgálatnak vannak olyan korlátai is, amelyeket figyelembe kell venni. Az elemzés kizárólag a VEH-ra fókuszált, ezért a mutató más egészségügyi hulladéktípusokra való általánosíthatósága további vizsgálatot igényel. A modell intézményi szintű aggregált adatokra épül, ami alkalmas országos szintű összehasonlításra, ugyanakkor elfedheti az intézményen belüli variabilitást. Az egyes osztályok, ellátási egységek vagy beavatkozástípusok közötti különbségek így a mutatóban nem jelennek meg külön, ami korlátozhatja a finomabb szintű értelmezést

A CMI alkalmazása ugyanakkor egy jól bevett és széles körben használt megközelítés a klinikai komplexitás leírására, azonban értéke közvetlenül függ a diagnosztikai és beavatkozási kódolás minőségétől. Az esetleges kódolási pontatlanságok vagy intézmények közötti kódolási gyakorlatbeli eltérések kisebb mértékű szisztematikus torzítást okozhatnak a CMI értékekben, ami közvetve a CAWI pontosságát is befolyásolhatja. További korlátot jelent, hogy a CAWI standardizált CMI- és ápolási idő -adatkészleteket igényel, amelyek nem minden egészségügyi rendszerben állnak egységesen rendelkezésre, különösen erőforrásszegény környezetekben. Mindezek alapján a CAWI szélesebb körű alkalmazhatóságának megerősítéséhez további validáció szükséges más hulladéktípusokon, valamint eltérő egészségügyi rendszerekben is.

A jövőbeni fejlesztések tovább növelhetik a CAWI értékét a digitális kórházi információs rendszerekkel való integráció, a mesterséges intelligenciával támogatott hulladék monitorozás, valamint az életciklus-alapú döntéstámogató eszközök alkalmazása révén, ezáltal erősítve szerepét az adatvezérelt irányítás és a körforgásos egészségügyi átalakulás közötti kapcsolat megteremtésében.

4.4. Életciklus-elemzés alkalmazása az egyszerhasználatos egyéni védőeszközök kórházi hulladékgazdálkodásában

4.4.1. A rendszer leírása és a modellezés hatóköre

Az elemzett termékrendszer meghatározása a Módszerek fejezetben a 2. ábrán kerül bemutatásra, amely a kórházi felhasználási fázist, a helyszíni hulladékszeparálást, valamint a további EoL útvonalakat tükrözi. A hatókör a klinikai gyakorlatban rutinszerűen alkalmazott EVE-termékekre fókuszál, kiegészítve az elsődleges csomagolással és a rutinszerű hulladékkezelés során alkalmazott gyűjtőedényekkel.

Összességében a hulladékáram 56,8%-a az EoL A (nem veszélyes hulladék lerakása) kategóriába sorolható. A fennmaradó 43,2% veszélyes EVE-hulladékból áll, amely az EoL B (7,0%; égetés energiavisszanyerés nélkül) és EoL C (36,2%; autokláv sterilizálás utáni lerakás) között oszlik meg. A 2. ábra továbbá részletezi azokat az alternatív EoL lehetőségeket, amelyek az összehasonlító döntéstámogatás céljából kerültek bevonásra a modellezési keretrendszerbe (EoL D: égetés energiavisszanyeréssel; EoL E: mikrohullámú kezelés utáni lerakás). Ezek külön ágakként jelennek meg annak érdekében, hogy egyértelműen elkülönítsék az intézményi referenciaforgatókönyvet az alternatív döntéstámogatási esetektől.

Az előtéri rendszer bemutatását három táblázat (12., 13., 14.) támasztja alá. A 12. táblázat dokumentálja a EVE-előtér paraméterezéséhez alkalmazott anyagösszetételeket és egységtömegeket. A vizsgált EVE-termékek anyagösszetételét egyértelműen a műanyagok dominálják, különösen a polipropilén, polietilén (kis sűrűségű – LDPE, nagy sűrűségű – HDPE) és poliészter alapú anyagok. A kesztyűk esetében a természetes eredetű latex (poliizoprén) és a szintetikus nitril (nitril-butadién gumi) a meghatározó, és a fémek (acél, alumínium) csak kisebb arányban, főként szerkezeti elemeknél jelennek meg. A megadott egységtömegek és anyagösszetételek összhangban

vannak az egészségügyi életciklus-elemzésekben az egyszerhasználatos EVE-re korábban közölt tartományokkal (Bouchet et al., 2021; H. Li et al., 2021; Rizan et al., 2021). A 12. táblázat továbbá bemutatja az EVE mellett a tényleges intézményi gyakorlatban is használt hulladékgyűjtő eszközöket is. Ezek a gyártók által szolgáltatott, bemeneti (input) adatok lehetővé teszik az egyes hulladékáramokhoz kapcsolódó hulladékkezelési rendszer egységes leírását, ahelyett, hogy a gyűjtőedényeket elhanyagolhatónak tekintenénk.

12. táblázat. A vizsgált egyéni védőeszközök, és hulladékgyűjtő edények anyagösszetétele és egységtömege

EVE típus	Komponens	Anyag	Egység-tömeg (g)	Tömegarány (%)	Teljes terméktömeg (g)
Sebészi maszk	Külső réteg	Polipropilén (nem szőtt, 22 g/m ²)	1,00	30,31	3,30
	Szűrőréteg	Polietilén (LDPE, nem szőtt)	0,90	27,27	
	Belső réteg	Polipropilén (nem szőtt, 20 g/m ²)	0,70	21,21	
	Fülpántok	Poliamid-6/elasztán keverék (szintetikus elasztomer)	0,40	12,12	
	Orrcsipesz	Acél (alacsony ötvözetű) + HDPE bevonat (50–50%)	0,3	9,09	
FFP2 maszk	Orrpárna/rugalmas alátámasztás	Poliuretán hab	1,50	30,61	4,90
	Szűrőréteg	Polipropilén (melt-blown, 70 g/m ²)	1,20	24,49	
	Megerősítő réteg	Polipropilén (nem szőtt, 40 g/m ²)	1,00	20,41	
	Fejpántok	Polietilén-tereftalát (PET)	0,80	16,33	
	Orrcsipesz	Alumínium	0,30	6,12	
	Szerkezeti összekötő elem	Polietilén (HDPE)	0,10	2,04	

Latex kesztyű	Kesztyűtest	Természetes gumi latex (poliizoprén)	5,57	96	5,80
	Por	Kukoricakeményítő	0,23	4	
Nitril kesztyű	Kesztyűtest	Nitril-butadién gumi	5,70	100	5,70
Steril sebészi kesztyű	Kesztyűtest	Természetes gumi latex (poliizoprén)	10,90	96,04	11,35
	Por	Kukoricakeményítő	0,45	3,96	
PE kötény	Köténytest	Polietilén (LDPE)	15,80	100	15,80
Operációs kabát	Köpenytest	Cellulóz/poliészter spunlaced (nem szőtt, 68 g/m ²)	155,20	67,14	231
	Poliészter szál komponens	Poliészter szál	75,80	32,86	
Védőkabát	Fő szövetréteg 1	Polipropilén, többrétegű (nem szőtt, 18 g/m ²)	23,09	48,51	47,60
	Fő szövetréteg 2	Polipropilén, spunbond (nem szőtt, 28 g/m ²)	23,09	48,51	
	Habbetét	Poliuretán, rugalmas hab	0,71	1,49	
	Rugalmas szál komponens	Poliamid-6 (nylon) szál	0,71	1,49	
Védősapka	Sapkatest	Polipropilén (nem szőtt, 18 g/m ²)	7,13	92,95	7,67
	Rugalmas szalag	Szintetikus gumi (latexmentes)	0,46	6,00	
	Szál komponens	Poliészter szál	0,08	1,05	
Cipővédő	Cipővédő test	Polietilén (LDPE), film (40 g/m ²)	3,84	96,00	4,00
	Rugalmas szalag	Szintetikus gumi	0,16	4,00	
Veszélyes hulladék gyűjtőedény	Primer polimer frakció	Polietilén (HDPE), primer	1 211,00	70,00	1 730,00
	Újrahasznosított polimer frakció	Polietilén (HDPE), újrahasznosított	519,00	30,00	
Nem veszélyes (kommunális) hulladékgyűjtő zsák	Hulladékgyűjtő zsák teste	Polietilén (LDPE), film (50 g/m ²)	8,00	100,00	8,00

Rövidítések: LDPE: kis sűrűségű polietilén, HDPE nagy sűrűségű polietilén

A 13. táblázat az 1 kg funkcionális egységre vonatkozó hatáseredményeket mutatja be minden EVE-opció esetében a kiválasztott midpoint indikátorok mentén, lehetővé téve a különböző termékek összehasonlíthatóságát egységes referenciaáramon. Ezen a referencia szinten (az összes EoL-ra értelmezve) az FFP2 maszkok jelentik a CC hatás felső határát, az operációs kabát pedig a legalacsonyabb értékeket mutatják. A HT-nc indikátor esetében a nitril kesztyűk bizonyulnak a legnagyobb hatásterhelésű opciónak az elemzett EVE-termékek között. Az eredmények alapján az EoL B következetesen a legmagasabb hatásértékeket adja több indikátor esetében (különösen CC és légszennyezési kategóriák), az EoL D és az alternatív kezelések (EoL C, EoL E) csak mérsékeltebb hatásokat mutatnak. A toxicitási kategóriák (különösen a HT-nc) esetében a különbségek kisebbek, ami az EoL beavatkozások korlátozott hatáscsökkentési potenciálját jelzi a teljes életciklushoz viszonyítva. A funkcionális egység szintjén megfigyelt, az egyes EoL-okhoz kapcsolódó hatások mértéke összhangban van a korábbi egészségügyi és EVE életciklus-elemzésekben közölt eredményekkel (Kumar et al., 2021; Rizan et al., 2021).

13. táblázat. A vizsgált egyéni védőeszközök életciklus-hatásvizsgálati eredményei a ReCiPe 2016 Midpoint (H) módszerrel, a kiválasztott midpoint indikátorok mentén (1 kg referenciaáram)

1 kg funkcionális egység		Hatáskategóriák							
EVE-típus	EoL szcenárió	CC [kg CO ₂ eq]	PMF [kg PM _{2.5} eq]	POF- HH [kg NO _x eq]	TAP [kg SO ₂ eq]	HT-c [kg 1.4- DCB eq]	HT-nc [kg 1.4- DCB eq]	FET [kg 1.4- DCB eq]	FRS [kg oil eq]
Sebészi maszk	EoL A	3,74	0,0025	0,0051	0,0071	0,22	10,17	0,24	1,83
	EoL B	5,29	0,0034	0,0069	0,0093	0,48	1,88	0,062	2,11
	EoL C	3,90	0,0026	0,0054	0,0076	0,24	10,40	0,24	1,93
	EoL D	4,31	0,0024	0,0052	0,0072	0,44	1,40	0,049	1,82
	EoL E	3,79	0,0025	0,0052	0,0073	0,23	10,25	0,24	1,87
FFP2 maszk	EoL A	4,19	0,0043	0,0066	0,010	0,27	11,60	0,45	1,92
	EoL B	5,75	0,0053	0,0085	0,013	0,53	3,31	0,27	2,20
	EoL C	4,36	0,0045	0,0069	0,011	0,28	11,83	0,45	2,03
	EoL D	4,77	0,0043	0,0067	0,010	0,49	2,83	0,26	1,91
	EoL E	4,25	0,0044	0,0067	0,011	0,28	11,68	0,45	1,96
Latex kesztyű	EoL A	3,54	0,0039	0,010	0,012	0,088	9,71	0,22	1,89
	EoL B	5,09	0,0049	0,012	0,014	0,34	1,43	0,04	2,17
	EoL C	3,70	0,0041	0,011	0,012	0,10	9,95	0,22	2,00
	EoL D	4,11	0,0039	0,010	0,012	0,31	0,94	0,03	1,88
	EoL E	3,59	0,0040	0,011	0,012	0,093	9,80	0,22	1,93
Nitril kesztyű	EoL A	3,56	0,0034	0,0063	0,0082	0,17	12,57	0,28	1,85
	EoL B	5,11	0,0044	0,0082	0,010	0,43	4,28	0,10	2,13
	EoL C	3,72	0,0036	0,0066	0,0087	0,18	12,80	0,28	1,96
	EoL D	4,13	0,0034	0,0064	0,0082	0,39	3,80	0,09	1,84
	EoL E	3,62	0,0035	0,0064	0,0084	0,18	12,65	0,28	1,89
Steril sebészi kesztyű	EoL A	3,55	0,0040	0,010	0,012	0,089	9,76	0,22	1,90
	EoL B	5,11	0,0049	0,012	0,014	0,35	1,43	0,040	2,18
	EoL C	3,72	0,0041	0,011	0,012	0,10	9,99	0,22	2,01
	EoL D	4,13	0,0039	0,011	0,012	0,31	0,95	0,027	1,89
	EoL E	3,61	0,0040	0,011	0,012	0,093	9,84	0,22	1,94
PE kötény	EoL A	2,92	0,0017	0,0037	0,0047	0,079	10,17	0,24	1,64
	EoL B	4,47	0,0026	0,0055	0,0068	0,34	1,87	0,062	1,92
	EoL C	3,08	0,0018	0,0040	0,0051	0,092	10,41	0,24	1,75
	EoL D	3,49	0,0017	0,0037	0,0047	0,30	1,39	0,049	1,63
	EoL E	2,98	0,0017	0,0038	0,0048	0,084	10,25	0,24	1,68

Operációs kabát	EoL A	2,16	0,0015	0,0036	0,0037	0,082	10,24	0,23	0,64
	EoL B	3,71	0,0025	0,0054	0,0059	0,34	1,95	0,058	0,92
	EoL C	2,32	0,0017	0,0039	0,0042	0,095	10,47	0,24	0,75
	EoL D	2,73	0,0015	0,0037	0,0037	0,30	1,46	0,045	0,63
	EoL E	2,22	0,0016	0,0037	0,0039	0,087	10,32	0,23	0,68
Védőkabát	EoL A	3,06	0,0018	0,0038	0,0050	0,081	10,09	0,24	1,72
	EoL B	4,62	0,0027	0,0056	0,0072	0,34	1,80	0,060	2,00
	EoL C	3,23	0,0019	0,0041	0,0055	0,094	10,32	0,24	1,83
	EoL D	3,64	0,0017	0,0039	0,0050	0,30	1,32	0,047	1,71
	EoL E	3,12	0,0018	0,0039	0,0052	0,086	10,17	0,24	1,76
Védősapka	EoL A	2,96	0,0017	0,0037	0,0048	0,083	10,23	0,24	1,71
	EoL B	4,52	0,0027	0,0055	0,0070	0,34	1,94	0,063	1,99
	EoL C	3,13	0,0019	0,0039	0,0053	0,096	10,46	0,24	1,81
	EoL D	3,54	0,0017	0,0037	0,0048	0,30	1,46	0,050	1,70
	EoL E	3,02	0,0018	0,0038	0,0050	0,088	10,31	0,24	1,75
Cipővédő	EoL A	2,94	0,0017	0,0038	0,0048	0,083	10,25	0,24	1,64
	EoL B	4,49	0,0027	0,0056	0,0070	0,34	1,96	0,064	1,92
	EoL C	3,11	0,0019	0,0041	0,0053	0,096	10,49	0,24	1,75
	EoL D	3,51	0,0017	0,0039	0,0048	0,30	1,48	0,051	1,64
	EoL E	3,00	0,0018	0,0039	0,0050	0,087	10,34	0,24	1,68
Veszélyes hulladék gyűjtőedény	EoL A	2,54	0,0014	0,0030	0,0037	0,094	10,32	0,24	1,24
	EoL B	4,10	0,0023	0,0048	0,0059	0,35	2,03	0,064	1,51
	EoL C	2,71	0,0015	0,0033	0,0042	0,11	10,56	0,24	1,34
	EoL D	3,12	0,0013	0,0031	0,0037	0,31	1,55	0,052	1,23
	EoL E	2,60	0,0014	0,0031	0,0039	0,099	10,40	0,24	1,27
Nem veszélyes hulladék-gyűjtő zsák	EoL A	2,91	0,0017	0,0037	0,0047	0,079	10,16	0,24	1,64
	EoL B	4,47	0,0026	0,0055	0,0068	0,335	1,87	0,062	1,91
	EoL C	3,080	0,0018	0,0039	0,0051	0,092	10,39	0,24	1,74
	EoL D	3,49	0,0016	0,0037	0,0047	0,30	1,38	0,049	1,63
	EoL E	2,97	0,0017	0,0038	0,0048	0,084	10,24	0,24	1,67

Rövidítések: **EoL A:** Hulladéklerakás, **EoL B:** Égetés energiavisszanyerés nélkül, **EoL C:** Autoklávózás + lerakás, **EoL D:** Égetés energiavisszanyeréssel, **EoL E:** Mikrohullámú kezelés + lerakás.

Midpoint indikátorok: éghajlatváltozás biogén szén figyelembevételével (CC), részecskéképződés (PMF), fotokémiai ózonképződés - humán egészség (POF-HH), szárazföldi savasodás (TAP), humán toxicitás - karcinogén (HT-c), humán toxicitás - nem karcinogén (HT-nc), édesvízi ökototoxicitás (FET), valamint fosszilis erőforrás-kimerülés (FRS)

A 14. táblázat azokat az intézményi mennyiségeket foglalja össze, amelyekkel a funkcionális egység eredményeit éves hatásokra skáláztuk, vagyis az 1 kg funkcionális egységre számított hatásokat az adott évben ténylegesen felhasznált EVE-mennyiségekkel felszorozva becsültük meg az intézményi szintű összesített környezeti terhelést. A 2019-2023 közötti időszakban a teljes EVE-tömeg megközelítőleg 84 t és 164 t között változott. 2023-ban a kapcsolódó hulladékgyűjtő edények tömege intézményi szinten megközelítőleg 19 t-ot, az elsődleges csomagolás mintegy 8 t-ot tett ki. Az intézményi EVE-mennyiségek időbeli alakulása egyértelműen tükrözi a COVID-19 pandémia hatását. A felhasználás 2021-ben markáns csúcsot mutatott, amely a vizsgált intézmény legnagyobb rendszerszintű terhelésével esett egybe, és 2022-ben is emelkedett szinten maradt. Ez az eredmény összhangban áll az egészségügyi EVE-felhasználás pandémia alatti trendjeivel, amit más tanulmányok is bemutattak (Kumar et al., 2021; Rizan et al., 2021). Az éves hatások felskálázása mellett a 14. táblázat lehetőséget nyújt az EVE-használati mintázatok termékkategóriák közötti változásainak kvalitatív értékelésére is.

Az EVE-n belül a legnagyobb mennyiségi hozzájárulást végig a kesztyűk adták (különösen a latex és nitril), ugyanakkor relatív értelemben a legnagyobb növekedést az FFP2 maszkok mutatták 2020-2021 között, ami egyértelműen a pandémia miatti védekezési protokollok szigorodásához köthető. Ezzel szemben a stabilabb, alacsonyabb variabilitású termékek (pl. cipővédő, védősapka) használata inkább alapellátási szinthez kötött, kevésbé reagált a járványhelyzetre. A 2022-2023-as Covid utáni visszarendeződés elsősorban a magas védelmi szintű eszközöknél figyelhető meg, ami az infekciókontroll intenzitás mérséklődését tükrözi.

14. táblázat. Az egyéni védőeszközök, az elsődleges csomagolás és a hulladékgyűjtő edények éves intézményi mennyiségei (2019-2023)

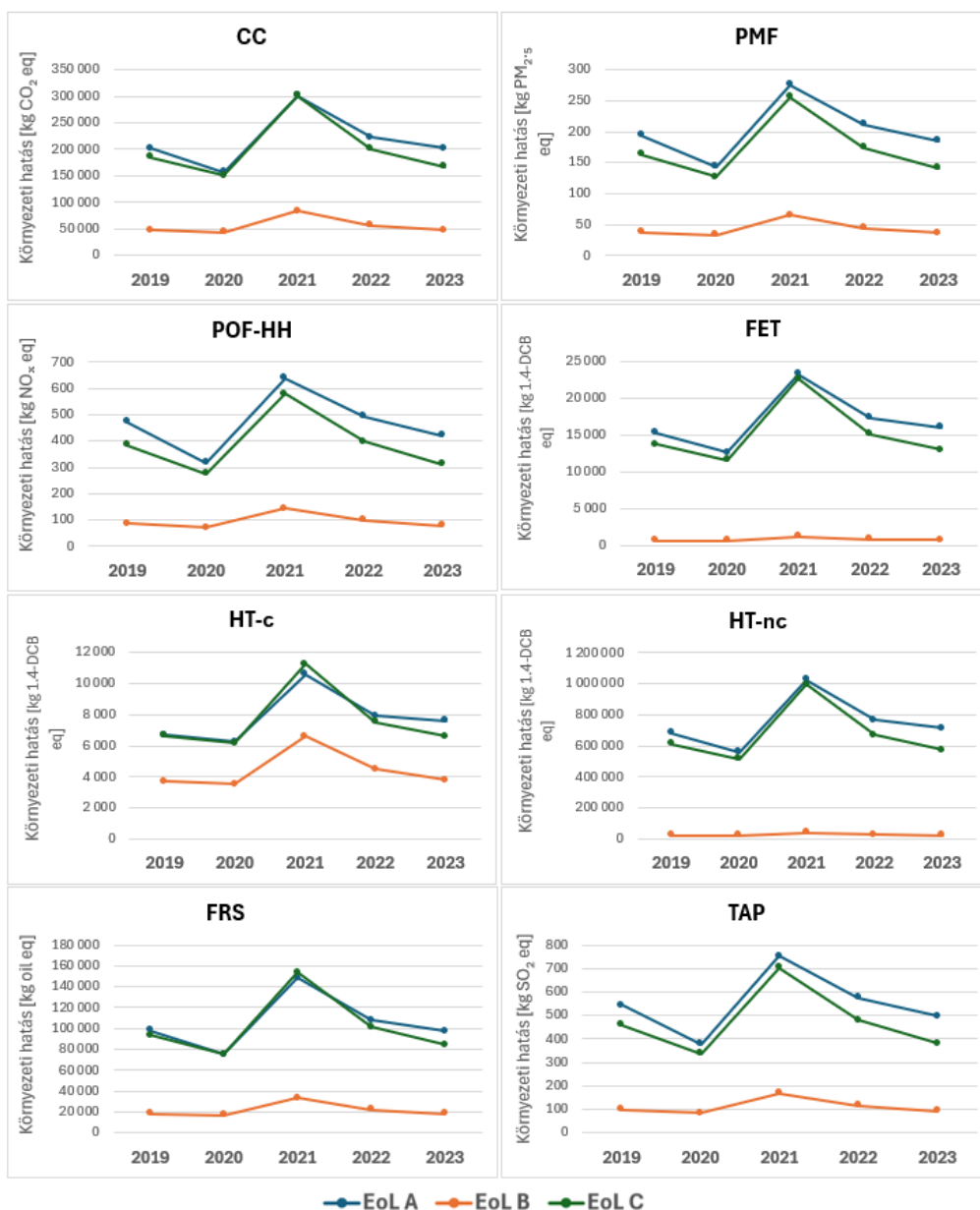
EVE [kg]					
EVE típus	2019	2020	2021	2022	2023
Sebészi maszk	2 651	4 507	5 493	2 430	3 590
FFP2 maszk	6	202,86	1 907	1 096	59
Latex kesztyű	49 173	17 351	54 820	40 996	24 770
Nitril kesztyű	18 465	35 434	40 626	31 801	35 157
Steril sebészi kesztyű	7 024	4 873	9 512	8 791	7 781
Polietilén (PE) kötény	1 141	1 372	1 854	1 705	1 943
Operációs kabát	19 868	14 920	22 893	19 876	20 085
Védőkabát	2 931	1 591	20 213	4 998	4 141
Védősapka	2 532	2 801	5 332	1 952	2 173
Cipővédő	1 567	744	1 180	1 228	1510
Összes EVE	105 357	83 798	163 828	114 872	101 208
Hulladékgyűjtő edények [kg]					
Veszélyes hulladék gyűjtőedény	19 747	15 707	30 707	21 531	18 970
Nem veszélyes (kommunális) hulladékgyűjtő zsák	254	195	373	277	256
Összes gyűjtőedény	20 001	15 902	31 080	21 808	19 225
Elsődleges csomagolás [kg]					
Papír csomagolóanyag	7 542	6 103	10 948	8 305	7 205
Műanyag csomagolóanyag	827	585	1 663	1 129	931
Összes elsődleges csomagolás	8 369	6 688	12 611	9 434	8 136

4.4.2. Az intézményi életvégi kezelési útvonalak környezeti hatásai és éves trendjei

A 15. ábra bemutatja az intézményi EoL-hoz kapcsolódó hatások éves alakulását (2019-2023), kezelési útvonalak (EoL A, EoL B, EoL C) szerinti bontásban, a kiválasztott midpoint indikátorok mentén. Az eredmények a teljes intézményi rendszerre vonatkoznak, így magukban foglalják az EVE-anyagokat, az elsődleges csomagolást, a szállítást, valamint a hulladékgyűjtő edényeket is. Valamennyi hatáskategóriában markáns csúcs figyelhető meg 2021-ben, amelyet

2022-2023-ban részleges mérséklődés követ. Ez az időbeli mintázat valamennyi vizsgált midpoint indikátor esetében egységesen megjelenik, ami rendszerszintű skálázódási hatásra utal, nem pedig kategóriaspecifikus eltérésekre. Minden kategóriában az EoL A marad a domináns hozzájáruló intézményi szinten, amelyet az EoL C követ, az EoL B pedig csak lényegesen kisebb részesedést képvisel. Ez az intézményi EoL megoszlásban domináló nem veszélyes hulladékáramok (EoL A - 56.8%) túlsúlyát tükrözi. A kezelési útvonalak relatív sorrendje időben stabil marad, ami arra utal, hogy az éves változások elsősorban a kezelt hulladékmennyiségek változásából adódnak, nem pedig az EoL-összetétel átrendeződéséből. A toxicitással kapcsolatos indikátorok (HT-c, HT-nc, FET) nagyrészt ugyanazt az időbeli lefutást követik, mint a klíma- és erőforrás-kategóriák, ami azt jelzi, hogy az alkalmazott intézményi rendszer mellett nem mutatnak aránytalan érzékenységet a kezelési útvonalakra. Egy kisebb eltérés figyelhető meg 2021-ben a HT-nc esetében az EoL B útvonalon, ahol az átáramláshoz kapcsolódó csúcs kevésbé kifejezett. Ez feltehetően azzal magyarázható, hogy az égetésből származó nem karcinogén toxicitást egy szűk, specifikus emisszióáram-készlet határozza meg. Ezek hozzájárulása a midpoint életciklus-hatásvizsgálat keretrendszerekben nem lineárisan arányos a hulladékárammal. Ezt az összefüggést más, egészségügyi hulladékokra vonatkozó életciklus-elemzés is leírta korábban (Hong et al., 2018).

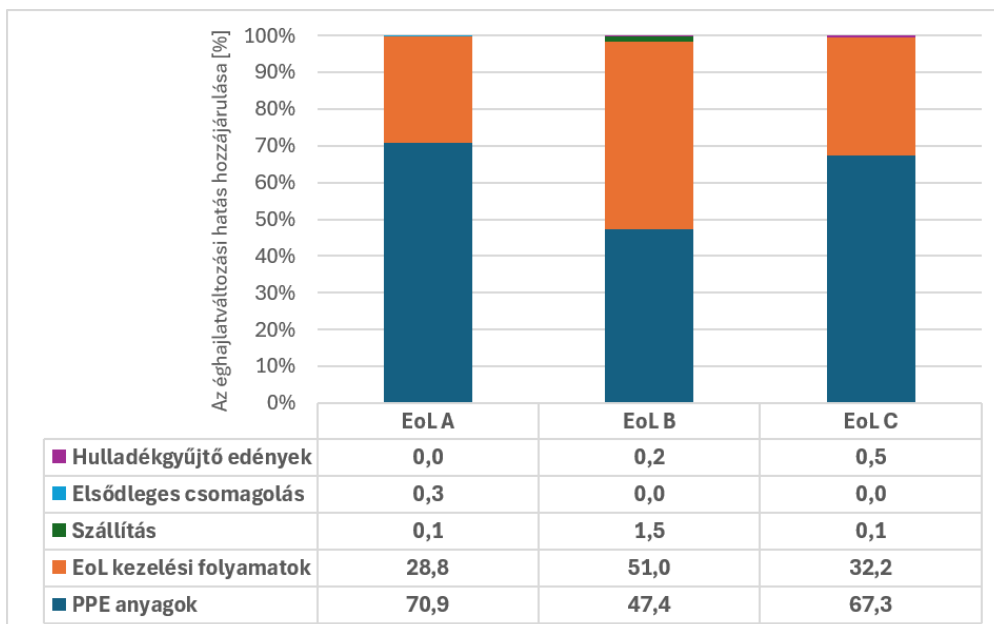
Döntéstámogatási szempontból az EoL A és EoL C pályák közötti korlátozott eltérés rámutat arra, hogy a kizárólag megvalósítható EoL útvonalak módosításával elérhető mérséklési potenciál korlátozott. Bár normalizált tömeg alapon az EoL C általában alacsonyabb hatásokat eredményez, mint az EoL A, az abszolút éves különbségek intézményi szintre skálázva mérsékeltek maradnak. Az EoL B (a magasabb kilogrammonkénti kezelési intenzitás ellenére) az éves összesítésekben másodlagos szerepet tölt be, mivel a veszélyes hulladékáramban betöltött aránya alacsony (7,0%).



15. ábra. Az egyes életvégi módszerekhez kapcsolódó hatások éves alakulása kezelési útvonalanként, hatáskategóriák szerint (2019–2023)

Rövidítések: EoL A: Hulladéklerakás, EoL B: Égetés energiavisszanyerés nélkül, EoL C: Autoklávózás + lerakás. **Midpoint indikátorok:** éghajlatváltozás biogén szén figyelembevételével (CC), részecskeképződés (PMF), fotokémiai ózontképződés - humán egészség (POF-HH), szárazföldi savasodás (TAP), humán toxicitás - karcinogén (HT-c), humán toxicitás - nem karcinogén (HT-nc), édesvízi ökototoxicitás (FET), valamint fosszilis erőforrás-kimerülés (FRS)

Az EoL-hoz kapcsolódó hatások folyamatcsoportok szerinti bontása (amely a 16. ábrán szerepel az 1 kg funkcionális egység szintjén) alátámasztja ezt az értelmezést. A klímaváltozási hatáskategória (CC) esetében minden kezelési útvonal esetében az EVE-anyaggyártás jelenti a domináns hozzájárulást, addig az EoL kezelési folyamatok, a szállítás, az elsődleges csomagolás és a hulladékgyűjtő edények csak másodlagos szerepet töltenek be. Ez a strukturális dominancia magyarázza, hogy az intézményi szintű időbeli trendek szorosan követik az EVE- felhasználási mennyiségeket, valamint, hogy a kizárólag az utólagos kezelési útvonalakra korlátozott beavatkozások csak csekély mértékű változásokat eredményeznek az éves hatásokban. Hasonló, átváramlásvezérelt viselkedést figyeltek meg a kórházi felhasználású termékek teljes életciklusára kiterjedő életciklus-elemzéseiben is, ahol kimutatták, hogy az életciklus végi hulladékgazdálkodás másodlagos szerepet játszik az anyaggyártáshoz és a felhasználási fázis hatásához képest (Hernandez et al., 2023).



16. ábra. Az éghajlatváltozási hatás forrásainak megoszlása életvégi kezelési útvonalanként

Megjegyzés: 1 kg funkcionális egységre vonatkozóan.

Rövidítések: **EoL A:** Hulladéklerakás, **EoL B:** Égetés energiavisszanyerés nélkül, **EoL C:** Autoklázozás + lerakás

Az 15. táblázat összefoglalja a teljes intézményi rendszer (DEKK NC) éves, aggregált hatásait a referencia EoL-mix (tényleges EoL A + EoL B + EoL C adatok) mellett, részletezetten figyelembe véve az EVE-anyagokat, az elsődleges csomagolást, a szállítást és a hulladékgyűjtő edényeket. Minden hatáskategóriában 2021 egyértelmű kiugró évként jelenik meg, az összesített hatások mintegy 80-106%-os növekedésével 2020-hoz képest. A CC hatások közel megduplázódtak (+96%), amelyet szorosan követett a PMF (+95%) és az FRS (+100%). A toxicitási indikátorok valamivel alacsonyabb, de továbbra is jelentős növekedést mutatnak: +79% a HT-c, +88% a HT-nc, +90% FET. Ez azt jelzi, hogy az energia- és anyagigényes hatáskategóriák (például CC, FRS) közvetlenebbül követik az EVE-felhasználás növekedését, addig a

toxicitási mutatók kevésbé érzékenyek erre, mert azokat többféle, az ellátási lánc korai szakaszaihoz kapcsolódó anyagtényező (pl. polimer-alapanyagok előállítása, adalékanyagok, fémkomponensek gyártása) alakítja. A csomagolás és a kiegészítő elemek mennyisége az EVE-vel együtt nő, ezért ezek csak felerősítik az éves hatásokat, de nem változtatják meg azok mennyiségvezérelt jellegét.

15. táblázat. A Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campus egyszerhasználatos egyéni védőeszköz felhasználásának éves, aggregált környezeti hatásai (2019-2023)

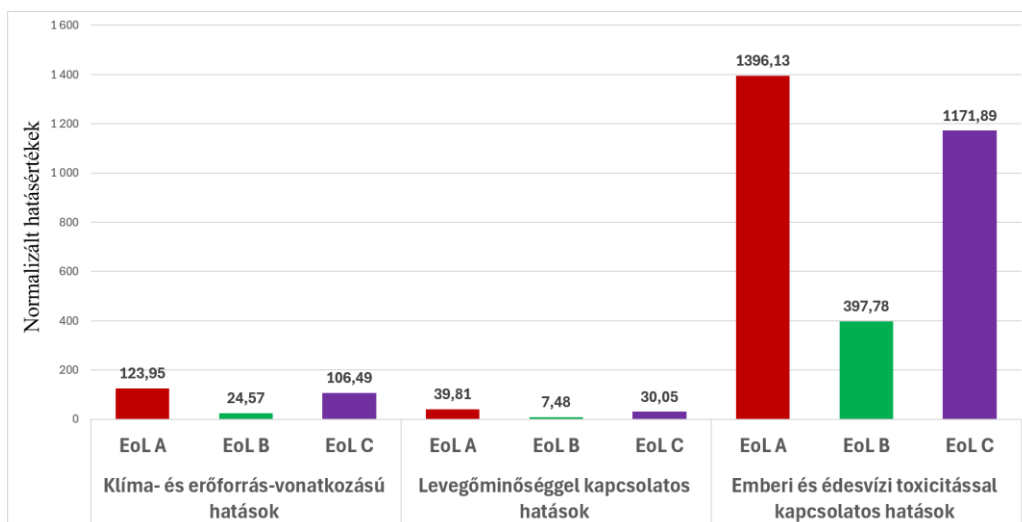
Év	CC [kg CO ₂ eq]	PMF [kg PM _{2.5} eq]	POF- HH [kg NO _x eq]	TAP [kg SO ₂ eq]	HT-c [kg 1.4- DCB eq]	HT-nc [kg 1.4- DCB eq]	FET [kg 1.4- DCB eq]	FRS [kg oil eq]
2019	434 418	396	944	1 100	16 977	1 316 056	29 691	210 195
2020	349 431	304	661	799	15 886	1 097 968	24 847	167 454
2021	684 730	596	1 359	1 624	28 421	2 065 724	47 137	335 054
2022	479 116	431	990	1 171	19 908	1 463 858	33 246	231 500
2023	416 194	364	812	970	17 966	1 312 932	29 687	199 528

Midpoint indikátorok: éghajlatváltozás biogén szén figyelembevételével (CC), részecskeképződés (PMF), fotokémiai ózonképződés - humán egészség (POF-HH), szárazföldi savasodás (TAP), humán toxicitás - karcinogén (HT-c), humán toxicitás - nem karcinogén (HT-nc), édesvízi ökototoxicitás (FET), valamint fosszilis erőforrás-kimerülés (FRS)

4.4.3. Döntéstámogatási vizsgálat

A 2023-as referenciaév alapján a 17. ábra a midpoint eredményeket három, döntéshozatal szempontjából releváns hatáscsoportba aggregálja intézményi léptékben. A **klíma- és erőforrás-vonatkozású hatások** közé tartozik a CC és az FRS. A **levegőminőséggel kapcsolatos hatások** közé a PMF a POF-HH és a TAP tartozik. Az **emberi és édesvízi toxicitással kapcsolatos hatások** közé a HT-c a HT-nc és az FET sorolható. A normalizálás a ReCiPe 2016 Midpoint (H) World módszerrel történt beleértve a biogén szénre vonatkozó (person equivalents) normalizációs tényezőket.

Az emberi és édesvízi toxicitással kapcsolatos hatások dominálják az összképet valamennyi EoL útvonal esetében. Egy nagyságrenddel meghaladják a levegőminőséggel kapcsolatos hatásokat és hozzávetőleg ~3-5-szörösen a klíma- és erőforrás-kategóriák értékeit a kezelési útvonaltól függően. Ezen csoporton belül az EoL A mutatja a legnagyobb abszolút toxicitási terhelést. Az EoL B a legalacsonyabb értékeket eredményezi, ami a kezelési hatékonyság és a veszélyes hulladékfrakció arányának együttes hatását tükrözi a megfigyelt intézményi hulladékeloszlás mellett. Ezzel szemben a kezelési útvonalak közötti különbségek viszonylag kisebbek a klíma- és erőforrás-kategóriák esetében, ami arra utal, az életciklus végi kezelési útvonalak megválasztása erősebben befolyásolja a toxicitási kimeneteket, mint az energia- és erőforrás-intenzitás által vezérelt kategóriákat. A toxicitással kapcsolatos hatások ilyen mértékű dominanciája az intézményi hulladékgazdálkodási rendszer strukturális sajátossága is, amit a lerakásalapú kezelés magas aránya (EoL A: 56,8%) határoz meg a vizsgált EoL-mixben.



17. ábra. Normalizált, csoportosított midpoint hatások EoL útvonalanként

Megjegyzés: 2023-mas referencia évre vonatkozóan

Rövidítések: **EoL A:** Hulladéklerakás, **EoL B:** Égetés energiavisszanyerés nélkül, **EoL C:** Autoklávozás + lerakás

Az ebben a vizsgálatban megfigyelt emberi és édesvízi toxicitással kapcsolatos normalizált hatások dominanciája összhangban áll a korábbi EVE - és egészségügyi hulladékokra vonatkozó életciklus-elemzésekkel. Kumar és munkatársai kimutatták, hogy a lerakásalapú EoL forgatókönyvek jelentősen növelik az emberi toxicitás és az édesvízi ökototoxicitás indikátorait miközben a klímaváltozással kapcsolatos hatások viszonylag alacsonyabbak maradnak az energaintenzív kezelési folyamatok hiányában. Emellett azonosítottak specifikus EVE-komponenseket (például az arcmaszkok fémmerevítő csíkjait), mint a toxicitási hatások domináns hozzájárulóit, ami rámutat ezen kategóriák érzékenységre az anyagösszetétel és az EoL scenáriók tekintetében (Kumar et al., 2021). Zheng és munkatársai arról számoltak be, hogy a műanyagban gazdag egészségügyi hulladékfrakciók (pl. egyszerhasználatos polimeralapú anyagok) jelentős hozzájárulói az emberi

nem karcinogén toxicitás és az ökototoxicitás hatásoknak az EH életciklus alapú értékelésében. Ez elsősorban az olyan ártalmatlanítási folyamatok következtében alakul ki, mint a nyílt égetés és az újrahasznosítás, ami kiemeli a műanyag hulladék összetételének és kezelési útvonalainak erőteljes hatását a toxicitási indikátorokra (Zheng et al., 2025).

A fémes EVE-elemek szerepére vonatkozó részletes bizonyítékokat más szerzők is közöltek. Elsősorban az alumínium orrmerevítőket az emberi és vízi toxicitási kategóriák fő hozzájárulóiként azonosították hangsúlyozva a fémkomponensek és azok EoL sorsának jelentőségét a toxicitási hatások alakulásában (Ajaj et al., 2023).

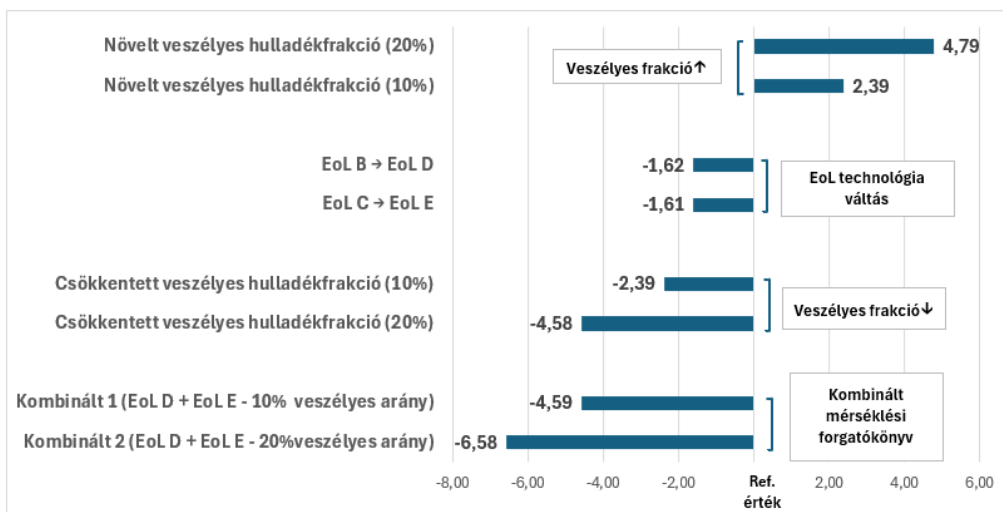
Hasonló mintázatokat dokumentáltak Hong és munkatársai EH-ra vonatkozó életciklus-elemzéseiben is, ahol a lerakás aránytalanul nagy hatást gyakorolt a toxicitás-orientált hatáskategóriákra a talajba és vízbe történő hosszú távú emissziók miatt. A klíma- és erőforrás-hatáskategóriákat elsősorban a hőkezelési technológiák energiaigénye határozta meg (Hong et al., 2018).

A 18. ábra az emberi és édesvízi toxicitással kapcsolatos hatásokra fókuszál normalizált eredmények alkalmazásával annak érdekében, hogy azonos összes hulladéktömeg mellett vizsgálja a döntéshozatal szempontjából releváns EoL- és szeparációs módosításokat. A veszélyes hulladékfrakció 10%-os, illetve 20%-os növelése az alaphelyzethez viszonyítva +2,39% és +4,79% növekedést eredményez, ami azt mutatja, hogy a veszélyes hulladékként történő téves besorolás szisztematikusan rontja a toxicitási kimeneteket. Ezzel szemben a veszélyes frakció 10%-os és 20%-os csökkentése -2,39% és -4,58% csökkenést eredményez, ami megerősíti, hogy a szeparáció javítása mérhető, de korlátozott előnyökkel jár. A veszélyes hulladékaramon belül alkalmazott EoL-technológiai váltások (EoL B → EoL D; EoL C → EoL E) hozzávetőlegesen -1,6%-os mérséklést eredményeznek, ami rámutat arra, hogy a technológiai helyettesítés önmagában csak nagyon kis mértékű nyereséget biztosít, ha egy

korlátozott hulladékfrakcióra kerül alkalmazásra. A kombinált forgatókönyvek esetében a javított szeparáció és az EoL-technológiai váltások együttes alkalmazása legfeljebb 6,58%-os csökkenést eredményez az referenciaértékhez képest.

Az EoL-technológiai helyettesítéshez kapcsolódóan megfigyelt korlátozott mértékű csökkenések összhangban vannak korábbi életciklus-elemzésekkel, amelyek szerint az energiavisszanyeréssel kombinált égetés alacsonyabb környezeti hatásokkal jár, mint a hagyományos égetés azonban ezek az előnyök rendszerszinten mérsékeltek maradnak és erősen kontextusfüggők (Deepak et al., 2022; Rizan et al., 2021).

A nem égetéses egészségügyi hulladékkezelésre vonatkozó korábbi életciklus-elemzésekkel összhangban, a mikrohullámú sterilizálás valamivel alacsonyabb környezeti terhelést mutat, mint az autoklávval történő sterilizálás. Ezek a kutatások kimutatták azt is, hogy ennek különbségnek a mértéke erősen kontextusfüggő (függ az alkalmazott géptől, technológiától) és érzékeny az energiateljesítményre, valamint a rendszerhatárookra (Soares et al., 2013; H. Zhao et al., 2021).



18. ábra. Az emberi és édesvízi toxicitással kapcsolatos hatások relatív változása (%) alternatív EoL- és hulladékfrakció-forgatókönyvek esetén

Megjegyzés: 2023-mas referencia évre vonatkozóan

Rövidítések: **EoL A**: Hulladéklerakás, **EoL B**: Égetés energiavisszanyerés nélkül, **EoL C**: Autoklávozás + lerakás, **EoL D**: Égetés energiavisszanyeréssel, **EoL E**: Mikrohullámú kezelés + lerakás.

A 16. táblázat a bázisforgatókönyvhöz (referenciaérték) viszonyított relatív változásokat mutatja a midpoint hatáseredményekben a hatáscsökkentő forgatókönyvek esetében. A legtöbb kategóriában csökkenés figyelhető meg, amely a kombinált mérséklési esetekben a legnagyobb: a CC esetében -6,17%, a PMF-nél -5,58%, a TAP-nál -5,19%, az FRS esetében -5,52%. A HT-c mutatja a legnagyobb relatív érzékenységet a toxicitási indikátorok között. A csökkenések -2,41% és -11,20% között alakulnak, a HT-nc és az FET pedig csak csekély változásokat mutat, beleértve kisebb növekedéseket is (legfeljebb +0,31% HT-nc, és +0,54% FET esetében). Összességében még a legkedvezőbb kombinált forgatókönyv mellett is az elérhető hatáscsökkentések egy számjegyű százalékos tartományban maradnak. Az EoL-útvonalak és a szeparáció módosítása önmagában korlátozott mérséklési potenciált biztosít intézményi szinten és kategóriaspecifikus kompromisszumokkal jár, nem pedig egységes javulással.

16. táblázat. A midpoint hatáseredmények relatív változása a hatáscsökkentő EoL- és hulladékfrakció-forgatókönyvek esetén a referenciaértékhez viszonyítva

	Relatív változás (%)							
Forgatókönyvek	CC	PMF	POF-HH	TAP	HT-c	HT-nc	FET	FRS
Referenciaérték (intézményi EoL)	0	0	0	0	0	0	0	0
EoL B → EoL D	-2,57	-2,95	-2,43	-2,39	-2,41	-0,42	-0,48	-1,59
EoL C → EoL E	-1,37	-1,65	-1,21	-1,70	-2,47	-0,61	-0,37	-1,83
Csökkentett veszélyes hulladékfrakció (10%)	-1,95	-1,42	-1,20	-1,38	-4,18	0,22	0,17	-1,78
Csökkentett veszélyes hulladékfrakció (20%)	-3,72	-2,73	-2,28	-2,65	-8,18	0,31	0,54	-3,40
Kombinált legkedvezőbb eset (EoL D + EoL E -10% veszélyes arány)	-5,14	-5,15	-4,14	-4,69	-8,12	-0,62	-0,52	-4,54
Kombinált legkedvezőbb eset (EoL D + EoL E -20% veszélyes arány)	-6,17	-5,58	-4,54	-5,19	-11,20	0,00	0,02	-5,52

Megjegyzések: 2023-mas referencia évre vonatkozóan

Rövidítések: **EoL A:** Hulladéklerakás, **EoL B:** Égetés energiavisszanyerés nélkül, **EoL C:** Autoklávózás + lerakás, **EoL D:** Égetés energiavisszanyeréssel, **EoL E:** Mikrohullámú kezelés + lerakás.

Midpoint indikátorok: éghajlatváltozás biogén szén figyelembevételével (CC), részecskeképződés (PMF), fotokémiai ózonképződés - humán egészség (POF-HH), szárazföldi savasodás (TAP), humán toxicitás - karcinogén (HT-c), humán toxicitás - nem karcinogén (HT-nc), édesvízi ökototoxicitás (FET), valamint fosszilis erőforrás-kimerülés (FRS)

Ez a korlátozott mérséklési potenciál összhangban áll a közelmúltbeli forgatókönyv-alapú életciklus-elemzésekkel a kórházi műanyag hulladékgazdálkodás területén. Az EoL-útvonalak és kezelési megoldások befolyásolják ugyan a környezeti kimeneteket, de a teljes rendszer környezeti hatásainak alakulásában másodlagos szerepet játszanak az ellátási lánc korai szakaszaihoz

kapcsolódó anyaggyártáshoz és a hulladékáram volumenéhez képest (Keul et al., 2024; Lingegård et al., 2025).

Ebben a döntéstámogató rendszerben az eredmények célja a relatív hatások és a döntéshozatal szempontjából releváns nagyságrendek összehasonlíthatóságának biztosítása a különböző forgatókönyvek között, valós intézményi körülményeknél.

A megfigyelt korlátozott mérséklési potenciál ezért nem az elemzett forgatókönyvek hiányossága, hanem az infekciókontroll-követelmények mellett működő intézményi EVE- hulladékrendszerek strukturális sajátossága.

Összességében ezek az eredmények azt mutatják, hogy bár az EoL-útvonalak és a szeparációs döntések környezeti szempontból jelentősek és életciklus alapú megközelítéssel kell őket irányítani, önmagukban nem tekinthetők nagy hatású mérséklési stratégiának.

Bár a jelen elemzés egyetlen egyetemi kórház adataira épül, az alkalmazott döntéstámogató megközelítés nem intézményspecifikus. A nagy oktatókórházak általában hasonló fertőzéskontroll-protokollokkal, EVE-portfólióval és hulladékszegregációs korlátokkal működnek, így a feltárt mérséklési potenciálok nagyságrendje és iránya más, hasonló intézményi környezetekre is kiterjeszthető.

Kutatási szempontból az eredmények arra utalnak, hogy az EVE-rendszerek környezeti terhelésének további csökkentéséhez nagyobb hangsúlyt kell helyezni az ellátási lánc korai szakaszaira, különösen az EVE-igényre, az anyagfelhasználás intenzitására, a terméktervezésre, valamint a beszerzési stratégiákra és a klinikai indikációkhoz igazodó felhasználásra. A jelen döntéstámogató keretrendszer több intézményre történő kiterjesztése, eltérő betegösszetétel és szabályozási környezet mellett, elősegítheti az eredmények általánosíthatóságát, és pontosabban kijelölheti az intézményi szintű beavatkozások határait.

5. Záró következtetések

A kutatásunk eredményei azt mutatják, hogy az egészségügyi hulladékképződés (különösen a veszélyes és fertőző frakció) a kórházak működésének közvetlen lenyomata, időben is változó jellemzője. A hulladékképződés nem értelmezhető önálló hulladékgazdálkodási problémaként, hanem az ellátási folyamatok, az infekciókontroll és az intézményi működés integrált következménye, amely egyben működési indikátorként is felfogható.

Az országos elemzések alapján a hulladékképződést több, egymással kölcsönhatásban lévő tényező határozza meg. A betegforgalmi mutatók önmagukban nem magyarázzák az intézmények közötti különbségeket. Az ellátási profil, az invazív beavatkozások aránya és a betegösszetétel komplexitása meghatározó szerepet játszik. A magas komplexitású, különösen egyetemi intézmények esetében a magasabb hulladéktermelés a működés természetes következménye.

Az intézményi szintű vizsgálatok megerősítették, hogy a hulladékképződés jelentős része szerkezetileg meghatározott, vagyis az ellátási tevékenységből szükségszerűen következik. Ennek következtében a kizárólag hulladékgazdálkodási oldalról megközelített beavatkozások hatása korlátozott, amennyiben nem illeszkednek az infekciókontroll gyakorlatához és az ellátási folyamatokhoz. A fenntarthatóság ebben a közegben a beteg- és dolgozói biztonsággal együtt értelmezhető működési kérdés.

A komplexitás-alapú CAWI mutató érdemben javíthatja az intézmények közötti összehasonlíthatóságot. Alkalmazása lehetővé teheti, hogy a hulladékképződés ne pusztán volumenként, hanem az ellátási komplexitás függvényében értelmezhető működési jellemzőként jelenjen meg, csökkentve a hagyományos mutatók torzításait és megalapozva a differenciált értékelést.

Az EVE-rendszerek életciklus-alapú vizsgálata rámutatott, hogy a hulladékszegregáció és az életciklus végi kezelési útvonalak módosítása önmagában csak mérsékelt környezeti hatáscsökkentést eredményez. Ennek oka, hogy a környezeti terhelés meghatározó tényezői elsősorban az ellátási és infekciókontroll folyamatokban keresendők, így a kizárólag az életciklus végi hulladékkezelés optimalizálására épülő beavatkozások rendszerszinten korlátozott hatásúak.

Az infekciókontroll kettős szerepe ebben a rendszerben kiemelt jelentőségű. Egyrészt a fertőzésmegelőzéshez kapcsolódó intézkedések (pl. izoláció, egyszerhasználatos eszközök, fokozott EVE-használat) növelik a hulladékképződést. Másrészt a fertőzések (különösen az EÖF-ek) megelőzése csökkenti a szükséges ellátási beavatkozások és az ezekhez kapcsolódó erőforrás-felhasználás mértékét. Az infekciókontroll így egyidejűleg klinikai, működési és környezeti kulcstényező.

Az egészségügyi hulladékképződés így egy olyan rendszerszintű jelenséggé írható le, amely az ellátási tevékenység, az infekciókontroll és az erőforrás-felhasználás metszetében helyezkedik el. Ebben az értelmezési keretben a környezeti terhelés a klinikai működés szerves részeként jelenik meg, és az infekciókontroll, valamint a fenntarthatóság közötti kapcsolat optimalizálási feladatként értelmezhető.

Az infekciókontroll tevékenység és a fenntarthatóság integrációja nemcsak környezeti, hanem rendszerstabilitási kérdés is. A fenntarthatóbb infekciókontroll hosszú távon stabilabb egészségügyi működést eredményez, ami a fejlődés szükségszerű irányát jelöli ki. Ez a szemlélet indokoltá teszi az egészségügyi ellátás alapvető értelmezésének kiterjesztését, amelyben az evidenciákra alapuló és költséghatékony működés mellett a környezeti szempontok is integrált módon jelennek meg, mint a modern infekciókontroll meghatározó elemei.

6. Összefoglalás

Az egészségügyi ellátórendszer működése jelentős környezeti terheléssel jár, amely az infekciókontroll tevékenységek területén különösen koncentráltan jelenik meg. Az egészségügyi hulladék (EH) mennyisége globálisan évről évre növekszik, éves szinten átlagosan 2-3%-kal, amelyet a COVID-19 pandémia időszaka tovább erősített. A növekedéshez az egészségügyi ellátással összefüggő fertőzések (EÖF-ek) is érdemben hozzájárulnak, mivel az ezek megelőzésére irányuló infekciókontroll intézkedések közvetlenül növelik az anyag- és eszközfelhasználást. Az egyszerhasználatos eszközök és egyéni védőeszközök (EVE-k) széles körű alkalmazása, a fertőtlenítési és sterilizálási gyakorlatok, valamint a veszélyes egészségügyi hulladék (VEH) kezelése egyaránt alapvető betegbiztonsági funkciót töltenek be, ugyanakkor jelentős anyag- és energiafelhasználással, valamint növekvő hulladékképződéssel járnak. A disszertáció célja ezért az volt, hogy több egymásra épülő vizsgálaton keresztül feltárja az EH képződésének mennyiségi és strukturális jellemzőit, az azt befolyásoló intézményi és klinikai tényezőket, továbbá egy komplexitásérzékeny összehasonlító mutató, valamint egy döntéstámogató életciklus-elemzési keret segítségével értelmezze az infekciókontroll és a környezeti fenntarthatóság kapcsolatát.

A kutatás négy egymásra épülő vizsgálatból állt. Az első tanulmány országos szinten, 99 magyarországi fekvőbeteg-ellátó intézmény 2017-2021 közötti adatain elemezte a fertőző egészségügyi hulladék (FEH) képződését és annak befolyásoló tényezőit. A második vizsgálat intézményi szinten, a Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campusán (DEKK NC) értékelte a teljes EH és VEH képződés időbeli alakulását, szakmaspecifikus szerkezetét és prediktorait. A harmadik tanulmány 94 magyarországi fekvőbeteg-intézmény adatain fejlesztette és validálta a komplexitásra korrigált hulladékindexet (CAWI), amely a Case-Mix Index (CMI) és az átlagos ápolási idő integrálásával

normalizálja a VEH generációját. A negyedik vizsgálat intézményi szintű, „bölcstől a sírig” rendszerhatáru életciklus-elemzéssel értékelt a DEKK NC egyszerhasználatos EVE-hulladékgazdálkodásának környezeti hatásait, valamint az alternatív életciklus végi (EoL) kezelési útvonalak és szegregációs stratégiák mérséklési potenciálját. A statisztikai elemzésekhez leíró statisztikát, Spearman-féle korrelációt, Wilcoxon-próbát, Fisher-féle Z-próbát és robusztus regressziós modelleket alkalmaztunk, az életciklus-elemzést pedig a ReCiPe 2016 Midpoint (H) módszeren alapult.

Az eredmények alapján országos szinten az FEH generációs ráta (GR) 0,15 és 0,81 kg/ágy/nap között változott, és 2017-2021 között 40,74%-os növekedést mutatott. Az átlagos VEH GR 0,33 kg/ágy/nap, az FEH GR 0,31 kg/ágy/nap volt, miközben az FEH a teljes VEH mintegy 94,40%-át tette ki, vagyis a VEH-n belül domináns frakciónak bizonyult. Az intézménytípusok között jelentős különbségek mutatkoztak. A legmagasabb hulladékgenerációs értékeket az egyetemi kórházakban figyeltük meg, ahol az FEH GR 0,81 kg/ágy/nap, a VEH GR pedig 0,87 kg/ágy/nap volt. Az egyetemi kórházak fekvőbetegei ápolási naponként átlagosan 202%-kal több FEH-t termeltek, mint a városi kórházak betegei, ami elsősorban a komplexebb ellátási tevékenységgel, a magasabb esetsúllyal és az intenzívebb infekciókontroll-gyakorlattal magyarázható. Regionális szinten a legmagasabb FEH GR a Dél-Alföldön jelent meg, 0,42 kg/ágy/nap értékkel. Ezzel szemben a legalacsonyabb értéket az Észak-Magyarország régióban mértük (0,23 kg/ágy/nap), ami közel fele a legmagasabb kibocsátású régió értékének. Az időbeli trendek minden régióban növekedést mutattak, különösen 2020–2021 között, ami egyértelműen a COVID-19 pandémia hatásával magyarázható, elsősorban az egyszerhasználatos védőeszközök használatának növekedése és az izolációs gyakorlatok kiterjesztése miatt. Az ágyszám növekedésével az FEH GR is emelkedett, ami a nagyobb intézmények magasabb ellátási komplexitásával és intenzívebb

működésével hozható összefüggésbe. A vizsgálat igazolta, hogy az FEH képződés elsődleges meghatározó tényezője a multirezisztens kórokozók (MRK-k) által okozott EÖF-ek incidenciája volt, emellett az oktatási tevékenység, az intenzív osztályos betegek száma, az intézmény egyetemi jellege és bizonyos regionális sajátosságok is szignifikáns szerepet játszottak. Az átlagos ápolási idő negatív irányú összefüggést mutatott az FEH GR-rel, ami arra utal, hogy a rövidebb, intenzívebb ellátási epizódok nagyobb napi fajlagos hulladékképződéssel járnak.

Az intézményi szintű vizsgálat a DEKK NC-ben azt mutatta, hogy a teljes EH mennyisége évente átlagosan 2,11%-kal nőtt, a generációs ráta pedig 2,53 és 2,68 kg/ágy/nap között alakult. A VEH mennyisége az ötéves időszak alatt 20,19%-kal emelkedett, képződési rátája pedig 1,13 és 1,31 kg/ágy/nap között változott. A VEH aránya az összes hulladékon belül 44-49% között mozgott, ami lényegesen magasabb a WHO által jellemzőnek tekintett aránynál. A VEH döntő részét (96,43%) az FEH alkotta, az egyéb szelektíven gyűjtött hulladéktípusok aránya pedig elenyésző volt (3,57%). A 22 vizsgált orvosi szakterület közül az abszolút mennyiséget tekintve a belgyógyászat, az aneszteziológia és intenzív ellátás, valamint a sebészet termelte a legtöbb VEH-t; együtt a teljes mennyiség 35,7%-át adták. A fajlagos kibocsátás szempontjából az idegsebészet (3,2 kg/ágy/nap), a szívsebészet (2,52 kg/ágy/nap), valamint az aneszteziológia és intenzív ellátás (2,38 kg/ágy/nap) emelkedett ki. A COVID-19 hatása nem volt egységes, azonban egyes szakterületeken (különösen az aneszteziológia és intenzív ellátás, a pulmonológia, valamint a sürgősségi ellátás esetében) jelentős, szakterület-specifikus növekedés volt megfigyelhető a VEH képződésben. Szignifikáns pozitív korrelációt mutattunk ki a VEH mennyisége és EÖF-incidencia ($r=0,704$), valamint a pelenkafelhasználás között ($r=0,555$), amelyek szignifikáns prediktív szerepét a robusztus regressziós elemzés is megerősítette.

A harmadik vizsgálatban a VEH GR és a CAWI összehasonlító elemzése azt mutatta, hogy a klinikai komplexitást és az ellátási intenzitást leíró változók szignifikáns kapcsolatban állnak a hulladékképződéssel. A CMI pozitív korrelációt mutatott a VEH képződéssel ($r=0,49$; $p<0,001$), míg az ápolási idő negatív irányú összefüggést jelzett ($r=-0,67$; $p<0,001$), ami a rövidebb ápolási idő mellett jelentkező magasabb napi képződési intenzitásra utal. A CAWI szórása szignifikánsan alacsonyabb volt a hagyományos VEH GR-hez képest (szórás= $0,15$ vs. $0,27$), ami csökkent intézményi variabilitást és stabilabb összehasonlíthatóságot jelez. A kontrollváltozókval való összehasonlítás során a CAWI minden vizsgált esetben erősebb kapcsolatot mutatott, mint a VEH GR: az intenzív osztályos betegek számával ($r=0,78$ vs. $0,67$), a fekvőbetegek számával ($r=0,71$ vs. $0,54$), és az EÖF MRK fertőzések incidenciájával ($r=0,62$ vs. $0,57$). A regressziós modellek eredményei alapján a CAWI alkalmazása javította a modellilleszkedést, amit a reziduálisok kompaktabb és szimmetrikusabb eloszlása is alátámasztott. Ez arra utal, hogy a CAWI egyenletesebb pontossággal közelíti a megfigyelt értékeket, és megbízhatóbb becslést ad a VEH képződés magyarázatára.

Eredményeink azt mutatták, hogy a hulladékképződés intézmények közötti összehasonlítása a betegösszetétel és az ellátási intenzitás figyelembevétele nélkül torzított, ezért a CAWI nem egyszerűen új mutató, hanem egy pontosabb értelmezési keret a kórházi hulladékteljesítmény összehasonlítására.

A negyedik vizsgálat eredményei alapján az egyszerűhasználatos EVE-k környezeti terhelése szorosan követte a felhasználási volumen alakulását, intézményi szinten egyértelmű mennyiségvezérelt mintázatot mutatva. A DEKK NC adatai szerint 2021-ben, a pandémiás csúcsevben minden vizsgált hatáskategóriában kiugró növekedés jelentkezett, az összesített hatások 80-106%-kal haladták meg a 2020-as értékeket. Az éghajlatváltozási hatás (CC) 96%-kal, a részecskeképződés (PMF) 95%-kal, míg a fosszilis erőforrás-

kimerülés (FRS) 100%-kal nőtt, a toxicitási indikátorok pedig +79% (HT-c), +88% (HT-nc) és +90% (FET) emelkedést mutattak. A funkcionális egység szintjén az eredmények azt mutatták, hogy az egyes EVE-termékek között jelentős különbségek vannak. A CC hatás esetében az FFP2 maszkok, a HT-nc kategóriában pedig a nitril kesztyűk jelentették a legnagyobb terhelést. Az EoL forgatókönyvek közül az égetés energiahasznosítás nélkül adta a legmagasabb hatásértékeket, addig az alternatív kezelések (autokláv és mikrohullámú kezelés utáni lerakás) csak mérsékeltebb különbségeket mutattak, különösen a toxicitási kategóriákban. Az életciklus szintű hozzájárulások elemzése egyértelműen kimutatta, hogy minden vizsgált forgatókönyvben az EVE anyaggyártás dominálta a teljes környezeti hatást, az EoL-kezelés, a szállítás, a csomagolás és a gyűjtőedények pedig csak másodlagos szerepet játszottak. A hatáskategória csoportok közül következetesen az emberi és édesvízi toxicitáshoz kapcsolódó indikátorok domináltak, meghaladva a klímaváltozási hatáscsoportokat. A forgatókönyv-elemzés alapján az életciklus végi beavatkozások hatáscsökkentési potenciálja korlátozott volt. A javított szegregáció és az EoL-kezelések reálisan megvalósítható módosítása legfeljebb 6,6%-os csökkenést eredményezett.

Az eredmények együttes értelmezése alapján megállapítható, hogy az egészségügyi hulladékképződés nem pusztán volumenkérdés, hanem az ellátási komplexitás, az infekciókontroll-terhelés, az intézményi működés és az alkalmazott anyagáramok összetett kölcsönhatásának eredménye. A kutatásunk eredményei ezért amellet érvelnek, hogy az infekciókontroll és a környezeti fenntarthatóság nem egymással ellentétes, hanem integrálandó területek. A jövőbeli egészségügyi fejlesztésekben adatvezérelt, komplexitásérzékeny és életciklus-szemléletű megközelítésekre van szükség a célzott hulladékcsökkentési, fenntarthatósági és döntéstámogatási stratégiák megalapozásához.

7. Summary

The operation of the healthcare system is associated with a substantial environmental burden, which is particularly concentrated in the domain of infection control activities. The volume of healthcare waste (HCW) is increasing globally year by year, at an average annual rate of 2-3%, a trend further intensified during the COVID-19 pandemic period. Healthcare-associated infections (HAIs) also contribute significantly to this increase, as infection control measures aimed at their prevention directly raise material and equipment use. The widespread use of single-use devices and personal protective equipment (PPE), disinfection and sterilization practices, and the management of hazardous healthcare waste (HHCW) all serve essential patient safety functions; however, they are associated with substantial material and energy consumption, as well as increasing waste generation.

Accordingly, the aim of this dissertation was to explore, through a set of interrelated studies, the quantitative and structural characteristics of HCW generation, the institutional and clinical factors influencing it, and to interpret the relationship between infection control and environmental sustainability using a complexity-adjusted comparative indicator and a decision-support life cycle assessment framework.

The research consisted of four interconnected studies. The first study analyzed infectious healthcare waste (IHCW) generation and its determinants at national level, based on data from 99 Hungarian inpatient institutions between 2017 and 2021. The second study evaluated the temporal trends, specialty-specific structure, and predictors of total HCW and HHCW generation at institutional level, at the University of Debrecen Clinical Centre, Nagyerdei Campus (UDCC NC). The third study developed and validated a Complexity-Adjusted Waste Index (CAWI) based on data from 94 Hungarian inpatient institutions, integrating the Case-Mix Index (CMI) and length of stay to normalize HHCW

generation. The fourth study applied a cradle-to-grave life cycle assessment at institutional level to assess the environmental impacts of single-use PPE waste management at UDCC NC, and to evaluate the mitigation potential of alternative end-of-life (EoL) treatment pathways and segregation strategies. Statistical analyses included descriptive statistics, Spearman correlation, Wilcoxon test, Fisher's Z-test, and robust regression models, while the life cycle assessment was based on the ReCiPe 2016 Midpoint (H) method.

At national level, results showed that the IHCW generation rate (GR) ranged between 0.15 and 0.81 kg/bed/day, with an overall increase of 40.74% between 2017 and 2021. The average HHCW GR was 0.33 kg/bed/day, and the IHCW GR was 0.31 kg/bed/day, with IHCW accounting for approximately 94.40% of total HHCW, indicating that it is the dominant fraction. Significant differences were observed between institution types. The highest waste generation rates were recorded in university hospitals, where IHCW GR reached 0.81 kg/bed/day and HHCW GR 0.87 kg/bed/day. Patients in university hospitals generated on average 202% more IHCW per hospital day than those in municipal hospitals, primarily explained by higher care complexity, greater case severity, and more intensive infection control practices. Regionally, the highest IHCW GR was observed in the Southern Great Plain (0.42 kg/bed/day), while the lowest was measured in Northern Hungary (0.23 kg/bed/day), nearly half of the highest value. Temporal trends showed increases in all regions, particularly between 2020 and 2021, clearly attributable to the COVID-19 pandemic, mainly due to increased use of single-use PPE and expanded isolation practices. Increasing bed numbers were associated with higher IHCW GR, reflecting greater operational intensity and complexity in larger institutions. The study confirmed that the primary determinant of IHCW generation was the incidence of HAIs caused by multidrug-resistant (MDR) organisms, while teaching activity, number of intensive care patients,

university status, and regional factors also played significant roles. Length of stay showed a negative association with IHCW GR, indicating that shorter, more intensive care episodes are associated with higher daily waste generation. At institutional level (UDCC NC), total HCW increased by an average of 2.11% annually, with a generation rate between 2.53 and 2.68 kg/bed/day. HHCW increased by 20.19% over the five-year period, with a GR between 1.13 and 1.31 kg/bed/day. The share of HHCW ranged between 44% and 49% of total waste, significantly higher than typical WHO estimates. IHCW accounted for 96.43% of HHCW, while other selectively collected fractions were negligible (3.57%). Among 22 medical specialties, internal medicine, anesthesiology and intensive care, and surgery generated the highest absolute HHCW volumes, together contributing 35.7% of the total. In terms of specific generation rates, neurosurgery (3.2 kg/bed/day), cardiac surgery (2.52 kg/bed/day), and anesthesiology and intensive care (2.38 kg/bed/day) were the highest. The impact of COVID-19 was not uniform, but specialty-specific increases were observed, particularly in anesthesiology and intensive care, pulmonology, and emergency care. Significant positive correlations were found between HHCW volume and HAI incidence ($r=0.704$), and diaper use ($r=0.555$), both confirmed as significant predictors by robust regression analysis.

In the third study, comparative analysis of HHCW GR and CAWI demonstrated that clinical complexity and care intensity variables are significantly associated with waste generation. CMI showed a positive correlation with HHCW ($r=0.49$; $p<0.001$), while length of stay showed a negative association ($r=-0.67$; $p<0.001$). The variance of CAWI was significantly lower than that of HHCW GR (standard deviation=0.15 vs. 0.27), indicating reduced institutional variability and improved comparability. CAWI showed stronger correlations with all control variables compared to HHCW

GR, including ICU patient numbers ($r=0.78$ vs. 0.67), inpatient numbers ($r=0.71$ vs. 0.54), and MDR HAI incidence ($r=0.62$ vs. 0.57). Regression models confirmed improved model fit using CAWI, supported by more compact and symmetric residual distributions. These results indicate that CAWI provides a more accurate and reliable estimation framework for explaining HHCW generation. Overall, the findings demonstrate that comparisons of waste generation between institutions without accounting for case mix and care intensity are biased; therefore, CAWI represents not only a new indicator but a more accurate interpretative framework for hospital waste performance.

The fourth study showed that the environmental burden of single-use PPE closely followed consumption volume, displaying a clear volume-driven pattern at institutional level. At UDCC NC, 2021 (the pandemic peak year) showed substantial increases across all impact categories, with total impacts exceeding 2020 values by 80–106%. Climate change (CC) increased by 96%, particulate matter formation (PMF) by 95%, and fossil resource scarcity (FRS) by 100%, while toxicity indicators increased by 79% (HT-c), 88% (HT-nc), and 90% (FET). At functional unit level, significant differences were observed between PPE products: FFP2 masks contributed most to CC, while nitrile gloves dominated HT-nc impacts. Among EoL scenarios, incineration without energy recovery showed the highest impacts, whereas autoclave and microwave treatment followed by landfill showed only moderate differences, particularly for toxicity categories. Life cycle contribution analysis demonstrated that PPE material production dominated environmental impacts across all scenarios, while EoL treatment, transport, packaging, and collection played secondary roles. Toxicity-related categories consistently exceeded climate-related impacts. Scenario analysis indicated limited mitigation potential: improved segregation and feasible EoL adjustments achieved a

maximum reduction of 6.6%. These findings are consistent with the life cycle assessment conclusions reported in the uploaded materials, where downstream interventions showed limited mitigation potential.

Overall, the results show that healthcare waste generation is not only a matter of volume, but the result of complex interactions between care complexity, infection control burden, institutional operation, and material flows. The dissertation therefore argues that infection control and environmental sustainability are not opposing domains, but should be integrated. Future healthcare developments require data-driven, complexity-sensitive, and life cycle–based approaches to support targeted waste reduction, sustainability, and decision-support strategies.

8. Új tudományos eredmények

Fertőző egészségügyi hulladék képződését befolyásoló tényezők vizsgálata Magyarországon

1. Elsőként történt meg az FEH országos szintű, intézményi lefedettségű kvantifikálása Magyarországon, amely hiánypótló adatbázist biztosít a közép-európai régióban.
2. Igazolásra került, hogy az FEH képződési rátája jelentős mértékben eltér intézménytípus és régió szerint, ami strukturális különbségekre és térbeli egyenlőtlenségekre utal az ellátórendszeren belül.
3. Kimutatásra került, hogy az FEH képződése szoros összefüggést mutat a regionális elhelyezkedéssel, az ellátási kapacitással (ágyszám), valamint a klasszikus ellátási indikátorokkal (intenzív osztályos ellátás, sebészeti aktivitás, betegforgalom).
4. Jelentős új eredményként igazolásra került, hogy az EÖF MRK-k incidenciája a legmeghatározóbb tényező az FEH képződésében, hatása meghaladja a klasszikus ellátási indikátorokét.
5. Feltárássra került, hogy az FEH képződését jelentős mértékben befolyásolja az intézmények oktatási tevékenysége, mint korábban alulvizsgált tényező.

Veszélyes egészségügyi hulladék képződésének elemzése a Debreceni Egyetem Klinikai Központban

6. Elsőként történt meg Magyarországon a EH és VEH részletes, intézményi szintű elemzése, a DEKK NC adatain alapulva.
7. Feltárássra került az EH és VEH mennyiségének, összetételének és időbeli változásának intézményi szintű dinamikája.
8. A VEH képződésének 22 orvosi szakterületre kiterjedő, részletes elemzése feltárta a mennyiségben és generációs rátában meglévő különbségeket, rámutatva a hulladékképződés szakmaspecifikus jellegére.
9. Azonosításra és statisztikai módszerekkel igazolásra került, hogy a VEH mennyiségét szignifikánsan befolyásolja az EÖF-ek incidenciája, valamint az ellátó egység sebészeti jellege.
10. Kimutatásra került az egyszerhasználatos felnőtt- és gyermekpelenkák hulladékának meghatározó szerepe a VEH képződésében, mint korábban nem vizsgált tényező.

Korrigált mutató alkalmazása a kórházi hulladékgazdálkodás összehasonlítására

11. Kidolgozásra került a CAWI mint új, a kórházi hulladékképződést leíró mutató, amely a CMI-t és az ápolási időt integráltan veszi figyelembe, ezáltal alkalmasabb a hulladékképződés intézmények közötti összehasonlító értékelésére.
12. Kimutatható, hogy a CMI-t és az ápolási időt leíró változók szignifikáns kapcsolatban állnak a hagyományos VEH GR mutatóval, és az ápolási idő esetében erős negatív összefüggés figyelhető meg.

13. A CAWI és a VEH GR mutatók összehasonlító értékelése során elvégzett szórásvizsgálatok, korrelációs és regressziós elemzések, valamint reziduális vizsgálatok egyaránt a CAWI mutató kedvezőbb tulajdonságait és jobb alkalmazhatóságát igazolták a hagyományos VEH GR mutatóhoz képest.

Életciklus-elemzés alkalmazása az egyszerhasználatos egyéni védőeszközök kórházi hulladékgazdálkodásában

14. Valós intézményi adatok alapján kimutattuk, hogy az EVE-rendszer környezeti hatásait elsődlegesen az anyagfelhasználás és a felhasználási volumen határozza meg, az időbeli alakulás pedig a felhasználási ütemmel párhuzamos.
15. Meghatározásra került 10 EVE-típus és a kapcsolódó hulladékáramok környezeti terhelését 5 EoL szcenárió mentén.
16. Számszerűsítésre kerültek a DEKK NC EVE-felhasználásának tényleges intézményi EoL útvonalaihoz kapcsolódó környezeti hatásai.
17. A teljes hatásprofilban a humán- és édesvízi toxicitási kategóriák (HT-c, HT-nc, FET) dominálnak, és az EoL különbségek főként ezekben jelentkeznek.
18. Az anyagtermelés domináns hozzájárulást jelentett, az életciklus végi hulladékkezelés pedig csak másodlagos szerepet töltött be.
19. Igazolást nyert, hogy a szegregáció és EoL optimalizálás együttes hatása is korlátozott (~6,6%) környezeti hatáscsökkentést eredményez.

9. Irodalomjegyzék

Ajaj, R., Dweik, R. Al, Syed Ali, S. A., & Stietiya, M. H. (2023). Life cycle assessment studies to evaluate the sustainability of various facemasks used during COVID-19: A UAE case study. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110491. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.110491>

Alagha, O., Alomari, A., & Jarrah, N. (2018). Medical waste management and production rate in the Eastern Province of the Kingdom of Saudi Arabia. *Euro-Mediterranean Journal for Environmental Integration*, 3(1), 35. <https://doi.org/10.1007/s41207-018-0078-5>

Alharbi, N. S., Alhaji, J. H., & Qattan, M. Y. (2021). Toward Sustainable Environmental Management of Healthcare Waste: A Holistic Perspective. *Sustainability*, 13(9), 5280. <https://doi.org/10.3390/su13095280>

Al-Khatib, I. A. (2024). Hospital Waste Management and Generation in a Palestinian Charitable Hospital. *Arabian Journal for Science and Engineering*, 50(3). <https://doi.org/10.1007/s13369-024-09110-6>

Alshehri, A., Balkhi, B., Gleeson, G., & Atassi, E. (2023). Efficiency and Resource Allocation in Government Hospitals in Saudi Arabi: A Casemix Index Approach. *Healthcare*, 11(18), 2513. <https://doi.org/10.3390/healthcare11182513>

al-Sulbi, K., Chaurasia, P. K., Attaallah, A., Agrawal, A., Pandey, D., Verma, V. R., Kumar, V., & Ansari, M. T. J. (2023). A Fuzzy TOPSIS-Based Approach for Comprehensive Evaluation of Bio-Medical Waste Management: Advancing Sustainability and Decision-Making. *Sustainability*, 15(16), 12565. <https://doi.org/10.3390/su151612565>

Amariglio, A., & Depaoli, D. (2021). Waste management in an Italian Hospital's operating theatres: An observational study. *American Journal of Infection Control*, 49(2), 184–187. <https://doi.org/10.1016/j.ajic.2020.07.013>

Asare, E. A., Abdul-Wahab, D., Kaufmann, E. E., Wahi, R., Ngaini, Z., & Buah-Kwofie, A. (2025). Integrated life cycle assessment-systems thinking approach for medical waste management in Ghanaian hospitals. *Cleaner Water*, 4, 100130. <https://doi.org/10.1016/j.clwat.2025.100130>

Awodele, O., Adewoye, A. A., & Oparah, A. C. (2016). Assessment of medical waste management in seven hospitals in Lagos, Nigeria. *BMC Public Health*, 16(1), 269. <https://doi.org/10.1186/s12889-016-2916-1>

Azevedo, M. P. de, Oliveira, J. P. P. dos S., Oliveira, L. M. de, Sales, D. da S., Sales, C. M. R., Nunes, C. H., & Viana, R. da S. (2025). Sustainable Management of Healthcare Waste in University Hospitals. *Revista de Gestão - RGSA*, 19(5), e012299. <https://doi.org/10.24857/rgsa.v19n5-068>

Bai, Z., Liu, X., & Ma, W. (2024). Public attitudes toward medical waste: Experiences from 141 countries. *PLOS ONE*, 19(5), e0302498. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0302498>

Asian Development Bank. (2020). *Managing infectious medical waste during the COVID-19 pandemic*. Asian Development Bank. <https://www.adb.org/publications/managing-medical-waste-covid19>

Batista, K., Silva, S., Kohlman Rabbani, E., & Zlatar, T. (2019). Systematic review of indicators for the assessment of water consumption rates at hospitals. *Water Supply*, 20(2), 373–382. <https://doi.org/10.2166/ws.2019.169>

Bdour, A., Altrabsheh, B., Hadadin, N., & Al-Shareif, M. (2007). Assessment of medical wastes management practice: A case study of the northern part of Jordan. *Waste Management*, 27(6), 746–759. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2006.03.004>

Bouchet, A., Boucher, J., Schutzbach, K., Senn, N., Genton, B., & Vernez, D. (2021). Which strategy for using medical and community masks? A prospective analysis of their environmental impact. *BMJ Open*, 11(9), e049690. <https://doi.org/10.1136/bmjopen-2021-049690>

Bakosné Böröcz, M. (2016). *Az életciklus-elemzés módszerének használata és karbonlábnyom számítás alapjai*. Tudományos szakmai kiadványok sorozata (3/12). Gödöllő: Szent István Egyetemi Kiadó. ISBN 978-963-269-531-0.

Butera, S., Christensen, T. H., & Astrup, T. F. (2015). Life cycle assessment of construction and demolition waste management. *Waste Management*, 44, 196–205. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2015.07.011>

Cappelli, M. A., Cappelli, E., & Cappelli, F. (2025). AI-Driven Circular Waste Management Tool for Enhancing Circular Economy Practices in Healthcare Facilities. *Environments*, 12(9), 295. <https://doi.org/10.3390/environments12090295>

CDC. (2019). *Guidelines for Environmental Infection Control in Health-Care Facilities: Recommendations of CDC and the Healthcare Infection Control Practices Advisory Committee (HICPAC)*. <https://www.cdc.gov/infection-control/media/pdfs/Guideline-Environmental-H.pdf>

CDC. (2022). *COVID-19: U.S. impact on antimicrobial resistance, special report 2022*. <https://stacks.cdc.gov/view/cdc/119025>

Centers for Medicare & Medicaid Services (CMS). (2022). *Acute Care Hospital Inpatient Prospective Payment System (IPPS): Medicare Learning Network (MLN) Booklet (ICN 006815)*. <https://www.cms.gov/medicare/medicare-fee-for-service-payment/acuteinpatientpps/acute-inpatient-files-for-download-items/cms022630>

Çetin, E., Esenlikçi Yıldız, İ. A., Öz Yaşar, Ç., & Yulistyorini, A. (2025). Life Cycle Assessment of Medical Waste Management: Case Study for Istanbul. *Applied Sciences (Switzerland)*, 15(8), 4439. <https://doi.org/10.3390/app15084439>

Çetinkaya, A. Y., Kuzu, S. L., & Demir, A. (2020). Medical waste management in a mid-populated Turkish city and development of medical waste prediction model. *Environment, Development and Sustainability*, 22(7), 6233–6244. <https://doi.org/10.1007/s10668-019-00474-6>

Chen, C., Chen, J., Fang, R., Ye, F., Yang, Z., Wang, Z., Shi, F., & Tan, W. (2021). What medical waste management system may cope With COVID-19 pandemic: Lessons from Wuhan. *Resources, Conservation and Recycling*, 170, 105600. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2021.105600>

Cheng, Y. W., Sung, F. C., Yang, Y., Lo, Y. H., Chung, Y. T., & Li, K.-C. (2009). Medical waste production at hospitals and associated factors. *Waste Management*, 29(1), 440–444. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2008.01.014>

Chew, X., Khaw, K. W., Alnoor, A., Ferasso, M., Al Halbusi, H., & Muhsen, Y. R. (2023). Circular economy of medical waste: novel intelligent medical waste management framework based on extension linear Diophantine fuzzy FDOSM and neural network approach. *Environmental Science and Pollution Research*, 30(21), 60473–60499. <https://doi.org/10.1007/s11356-023-26677-z>

Ciplak, N., & Kaskun, S. (2015). Healthcare waste management practice in the West Black Sea Region, Turkey: A comparative analysis with the developed and developing countries. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 65(12), 1387–1394. <https://doi.org/10.1080/10962247.2015.1076539>

Coban, M., Karakas, F., & Akbulut Coban, N. (2023). Quantitative analysis of healthcare waste generation and composition in Antalya, Turkey. *Waste Management*, 160, 80–89. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.02.008>

Dancey, C. R. J. (2004). *Statistics without maths for psychology: using SPSS for windows*. Prentice-Hall.

Daschner, F. D., & Dettenkofer, M. (1997). Protecting the patient and the environment—new aspects and challenges in hospital infection control. *Journal of Hospital Infection*, 36(1), 7–15. [https://doi.org/10.1016/S0195-6701\(97\)90086-4](https://doi.org/10.1016/S0195-6701(97)90086-4)

De Falco, F., Gullo, M. P., Gentile, G., Di Pace, E., Cocca, M., Gelabert, L., Brouta-Agnés, M., Rovira, A., Escudero, R., Villalba, R., Mossotti, R., Montarsolo, A., Gavignano, S., Tonin, C., & Avella, M. (2018). Evaluation of microplastic release caused by textile washing processes of synthetic fabrics. *Environmental Pollution*, 236, 916–925. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2017.10.057>

Debere, M. K., Gelaye, K. A., Alamdo, A. G., & Trifa, Z. M. (2013). Assessment of the health care waste generation rates and its management system in hospitals of Addis Ababa, Ethiopia, 2011. *BMC Public Health*, 13(1), 28. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-13-28>

Deepak, A., Sharma, V., & Kumar, D. (2022). Life cycle assessment of biomedical waste management for reduced environmental impacts. *Journal of Cleaner Production*, 349, 131376. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2022.131376>

Doucet, C., Lioussis, M., Yamano, N., & Mueller, M. (2025). *Measuring greenhouse gas emissions in the health sector* (184th ed., OECD Health Working Papers). <https://doi.org/10.1787/4d15c6ef-en>

EC. (2008). *Directive 2008/98/EC of the European Parliament and of the Council of 19 November 2008 on waste and repealing certain Directives*. <https://data.europa.eu/eli/dir/2008/98/oj>

ECDC. (2013). *Point prevalence survey of healthcare-associated infections and antimicrobial use in European acute care hospitals*. <https://doi.org/10.2900/86011>

ECDC. (2022). *Clostridioides (Clostridium) difficile infections. Annual epidemiological report for 2016–2017*. <https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/clostridioides-difficile-infections-annual-epidemiological-report-2016-2017>

ECDC. (2023). *Antimicrobial resistance in the EU/EEA (EARS-Net) - Annual Epidemiological Report 2022*. <https://www.ecdc.europa.eu/en/publications-data/surveillance-antimicrobial-resistance-europe-2022>

ECDC. (2024). *Point prevalence survey of healthcare-associated infections and antimicrobial use in European acute care hospitals 2022–2023*. Stockholm: European Centre for Disease Prevention and Control. <https://doi.org/10.2900/88011>

Eckelman, M. J., Huang, K., Lagasse, R., Senay, E., Dubrow, R., & Sherman, J. D. (2020). Health care pollution and public health damage in the united states: An update. *Health Affairs*, 39(12), 2071–2079. <https://doi.org/10.1377/hlthaff.2020.01247>

Eckelman, M. J., & Sherman, J. (2016). Environmental impacts of the U.S. health care system and effects on public health. *PLoS ONE*, 11(6), e0157014. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0157014>

Egészségügyi Minisztérium. (2009). 20/2009. (VI. 18.) EüM rendelet az egészségügyi ellátással összefüggő fertőzések megelőzéséről, e tevékenységek szakmai minimumfeltételeiről és felügyeletéről. <https://njt.hu/jogszabaly/2009-20-20-0B>

Eker, H. H., & Bilgili, M. S. (2011). Statistical analysis of waste generation in healthcare services: a case study. *Waste Management & Research*, 29(8), 791–796. <https://doi.org/10.1177/0734242X10396755>

Emberi Erőforrások Minisztériuma. (2017). 12/2017. (VI. 12.) EMMI rendelet az egészségügyi szolgáltatónál képződő hulladékkal kapcsolatos hulladékgazdálkodási tevékenységekről. <https://net.jogtar.hu/jogszabaly?docid=a1700012.emm>

Escher, B. I., Baumgartner, R., Koller, M., Treyer, K., Lienert, J., & McArdell, C. S. (2011). Environmental toxicology and risk assessment of pharmaceuticals from hospital wastewater. *Water Research*, 45(1), 75–92. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2010.08.019>

EU. (2004). European waste catalogue. In *Commission Decision 2000/532/EC*. The Environment Agency (UK). <https://eur-lex.europa.eu/eli/dec/2000/532/oj/eng>

Fraeyman, N., Van Braeckel, E., Verhasselt, B., De Waegemaeker, P., Mahnik, S., Hoffmann, M., Gemmel, P., Eeckloo, K., & Mortier, E. (2022). SOLID MEDICAL HOSPITAL WASTE IN TIMES OF CORONA: INCREASED VOLUME BUT NO INCREASED BIOHAZARD RISK. *Detritus*, 19, 94–103. <https://doi.org/10.31025/2611-4135/2022.15197>

García-Sanz-calcedo, J., López-Rodriguez, F., Yusaf, T., & Al-Kassir, A. (2017). Analysis of the average annual consumption of water in the hospitals of extremadura (Spain). *Energies*, 10(4). <https://doi.org/10.3390/en10040479>

Giakoumakis, G., Politi, D., & Sidiras, D. (2021). Medical Waste Treatment Technologies for Energy, Fuels, and Materials Production: A Review. *Energies*, 14(23). <https://doi.org/10.3390/en14238065>

Gidakakos, E., Petrantonaki, M., Anastasiadou, K., & Schramm, K.-W. (2009). Characterization and hazard evaluation of bottom ash produced from incinerated hospital waste. *Journal of Hazardous Materials*, 172(2), 935–942. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2009.07.080>

González González, A., García-Sanz-Calcedo, J., & Salgado, D. R. (2018). A quantitative analysis of final energy consumption in hospitals in Spain. *Sustainable Cities and Society*, 36, 169–175. <https://doi.org/10.1016/j.scs.2017.10.029>

Hachicha, W., Mellouli, M., Khemakhem, M., & Chabchoub, H. (2014). Routing system for infectious healthcare-waste transportation in Tunisia: A case study. *Environmental Engineering and Management Journal*, 13(1), 21–28. <https://doi.org/10.30638/eemj.2014.004>

Hales, S., Kovats, S., Lloyd, S., & Campbell-Lendrum, D. (2014). *Quantitative risk assessment of the effects of climate change on selected causes of death, 2030s and 2050s*. Geneva: World Health Organization. <https://www.who.int/publications/i/item/9789241507691>

Hamoda, H. M., El-Tomi, H. N., & Bahman, Q. Y. (2005). Variations in Hospital Waste Quantities and Generation Rates. *Journal of Environmental Science and Health, Part A*, 40(2), 467–476. <https://doi.org/10.1081/ESE-200045650>

Haque, M., Sartelli, M., McKimm, J., & Bakar, M. A. (2018). Health care-associated infections – An overview. In *Infection and Drug Resistance* (Vol. 11, pp. 2321–2333). Dove Medical Press Ltd. <https://doi.org/10.2147/IDR.S177247>

Hernandez, C., Rodrigues, C., Marques, P., & Freire, F. (2023). Life cycle assessment of a large volume parenteral for hospital use. *Resources, Conservation and Recycling*, 198, 107120. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2023.107120>

Homayouni, Z., & Pishvaei, M. S. (2020). A bi-objective robust optimization model for hazardous hospital waste collection and disposal network design problem. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 22(6), 1965–1984. <https://doi.org/10.1007/s10163-020-01081-8>

Hong, J., Zhan, S., Yu, Z., Hong, J., & Qi, C. (2018). Life-cycle environmental and economic assessment of medical waste treatment. *Journal of Cleaner Production*, 174, 65–73. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2017.10.206>

Hora, P. I., Pati, S. G., McNamara, P. J., & Arnold, W. A. (2020). Increased Use of Quaternary Ammonium Compounds during the SARS-CoV-2 Pandemic and Beyond: Consideration of Environmental Implications. *Environmental Science & Technology Letters*, 7(9), 622–631. <https://doi.org/10.1021/acs.estlett.0c00437>

Hossain, R., Ghose, A., & Sahajwalla, V. (2025). Circular economy of the materials in the healthcare industry: Opportunities and challenges. *Resources, Conservation and Recycling*, 215, 108041. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.108041>

Hoveling, T., Svindland Nijdam, A., Monincx, M., Faludi, J., & Bakker, C. (2024). Circular economy for medical devices: Barriers, opportunities and best practices from a design perspective. *Resources, Conservation and Recycling*, 208, 107719. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107719>

Hyer, J. M., Tsilimigras, D. I., Diaz, A., Mirdad, R. S., & Pawlik, T. M. (2021). A higher hospital case mix index increases the odds of achieving a textbook outcome after hepatopancreatic surgery in the Medicare population. *Surgery*, 170(5), 1525–1531. <https://doi.org/10.1016/j.surg.2021.05.013>

Ibáñez-Cruz, A. J. A., Vergara-Florián, A. M. E., & Algoner, W. C. (2025). Hospital solid waste management strategies to prevent healthcare-associated infections from occupational exposure to bloodborne pathogens and improve occupational safety. *Frontiers in Public Health*, 13, 1499463. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2025.1499463>

Idowu, I., Alo, B., Atherton, W., & Al Khaddar, R. (2013). Profile of medical waste management in two healthcare facilities in Lagos, Nigeria: a case study. *Waste Management & Research*, 31(5), 494–501. <https://doi.org/10.1177/0734242X13479429>

Imani, A., Alibabayee, R., Golestani, M., & Dalal, K. (2022). Key Indicators Affecting Hospital Efficiency: A Systematic Review. In *Frontiers in Public Health*, 10, 830102. Frontiers Media S.A. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2022.830102>

IPCC. (2022). Summary for Policymakers. In *Climate Change 2022: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Contribution of Working Group II to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. IPCC. https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/downloads/report/IPCC_AR6_WGII_SummaryF_orPolicymakers.pdf

ISO. (2006a). *ISO 14040:2006 Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework*. <https://www.iso.org/standard/38498.html>

ISO. (2006b). *ISO 14044:2006 Environmental management—Life cycle assessment—Principles and framework*. <https://www.iso.org/standard/38498.html>

Ivanović, T., Gräbsch, C., Som, C., & Nowack, B. (2023). The effect of the Sars-Cov-2 pandemic on the use of personal protective equipment in hospitals. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 25(5), 3093–3103. <https://doi.org/10.1007/s10163-023-01745-1>

Ji, A., Guan, J., Zhang, S., Ma, X., Jing, S., Yan, G., Liu, Y., Li, H., & Zhao, H. (2024). Environmental and economic assessments of industry-level medical waste disposal technologies – A case study of ten Chinese megacities. *Waste Management*, 174, 203–217. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2023.11.036>

Joneghani, N. M., Zarrinpoor, N., & Eghtesadifard, M. (2022). A mathematical model for designing a network of sustainable medical waste management under uncertainty. *Computers & Industrial Engineering*, 171, 108372. <https://doi.org/10.1016/j.cie.2022.108372>

Kampf, G., Todt, D., Pfaender, S., & Steinmann, E. (2020). Persistence of coronaviruses on inanimate surfaces and their inactivation with biocidal agents. *Journal of Hospital Infection*, 104(3), 246–251. <https://doi.org/10.1016/j.jhin.2020.01.022>

Karliner, J., Slotterback, S., Boyd, R., Ashby, B., & Steele, K. (2019). *Health Care's Climate Footprint: How the Health Sector Contributes to the Global Climate Crisis and Opportunities for Action*. Reston, VA: Health Care Without Harm & Arup. <https://europe.noharm.org/resources/health-cares-climate-footprint-how-health-sector-contributes-global-climate-crisis-and>

Keil, M., Viere, T., Helms, K., & Rogowski, W. (2023). The impact of switching from single-use to reusable healthcare products: A transparency checklist and systematic review of life-cycle assessments. In *European Journal of Public Health* (Vol. 33, Number 1, pp. 56–63). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckac174>

Keul, C., Spierling, S., Venkatachalam, V., Endres, H. J., Barner, L., & Wyssusek, K. (2024). Potential of polyethylene terephthalate (PET) in a circular economy from a life cycle assessment perspective - a case study for anaesthesia and surgical instrument

packaging waste in Australia. *Frontiers in Environmental Science*, 12, 1415604. <https://doi.org/10.3389/fenvs.2024.1415604>

Kleber, J., & Cohen, B. (2020). Reducing Waste and Increasing Sustainability in Health Care Settings. *AJN The American Journal of Nursing*, 120(4) 44-52. https://journals.lww.com/ajnonline/Fulltext/2020/04000/Reducing_Waste_and_Increasing_Sustainability_in.26.aspx

Kokkinos, K., Lakioti, E., Moustakas, K., Tsanaktsidis, C., & Karayannis, V. (2024). Sustainable Medical Waste Management Using an Intuitionistic Fuzzy-Based Decision Support System. *Sustainability*, 16(1), 298. <https://doi.org/10.3390/su16010298>

Kollu, V. K. R., Kumar, P., & Gautam, K. (2022). Comparison of microwave and autoclave treatment for biomedical waste disinfection. *Systems Microbiology and Biomanufacturing*, 2(4), 732–742. <https://doi.org/10.1007/s43393-022-00101-y>

Komilis, D., Fouki, A., & Papadopoulos, D. (2012). Hazardous medical waste generation rates of different categories of health-care facilities. *Waste Management*, 32(7), 1434–1441. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.02.015>

Komilis, D., Katsafaros, N., & Vassilopoulos, P. (2011). Hazardous medical waste generation in Greece: case studies from medical facilities in Attica and from a small insular hospital. *Waste Management & Research*, 29(8), 807–814. <https://doi.org/10.1177/0734242X10388684>

Kumar, H., Azad, A., Gupta, A., Sharma, J., Bherwani, H., Labhsetwar, N. K., & Kumar, R. (2021). COVID-19 Creating another problem? Sustainable solution for PPE disposal through LCA approach. *Environment, Development and Sustainability*, 23(6), 9418–9432. <https://doi.org/10.1007/s10668-020-01033-0>

Lau, I., Burdorf, A., Hesseling, S., Wijk, L., Tauber, M., & Hunfeld, N. (2024). The carbon footprint of a Dutch academic hospital—using a hybrid assessment method to identify driving activities and departments. *Frontiers in Public Health*, 12, 1380400. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2024.1380400>

Lee, B.-K., Ellenbecker, M. J., & Moure-Ersaso, R. (2004). Alternatives for treatment and disposal cost reduction of regulated medical wastes. *Waste Management*, 24(2), 143–151. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2003.10.008>

Lee, S. M., & Lee, D. (2022). Effective Medical Waste Management for Sustainable Green Healthcare. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(22), 14820. <https://doi.org/10.3390/ijerph192214820>

Lemma, H., Asefa, L., Gemed, T., & Dhengesu, D. (2022). Infectious medical waste management during the COVID-19 pandemic in public hospitals of West Guji zone, southern Ethiopia. *Clinical Epidemiology and Global Health*, 15, 101037. <https://doi.org/10.1016/j.cegh.2022.101037>

Lenzen, M., Malik, A., Li, M., Fry, J., Weisz, H., Pichler, P. P., Chaves, L. S. M., Capon, A., & Pencheon, D. (2020). The environmental footprint of health care: a global assessment. *The Lancet Planetary Health*, 4(7), e271–e279. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30121-2](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30121-2)

Letho, Z., Yangdon, T., Lhamo, C., Limbu, C. B., Yoezer, S., Jamtsho, T., Chhetri, P., & Tshering, D. (2021). Awareness and practice of medical waste management among healthcare providers in National Referral Hospital. *PLOS ONE*, 16(1), e0243817. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0243817>

Li, H., Dietl, H., & Li, J. (2021). Identifying key factors influencing sustainable element in healthcare waste management using the interval-valued fuzzy DEMATEL method. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 23(5), 1777–1790. <https://doi.org/10.1007/s10163-021-01233-4>

Li, Y., Tang, Y., Liu, M., Yuan, X., Zuo, J., Feng, K., Wang, Q., Ma, Q., Mu, R., Wang, W., & Hong, J. (2023). Life-cycle assessment reveals disposable surgical masks in 2020–2022 led to more than 18 million tons of carbon emissions. *One Earth*, 6(9), 1258–1268. <https://doi.org/10.1016/j.oneear.2023.08.008>

Lim, O., Chua, W. Y., Wong, A., Ling, R. R., Chan, H. C., Quek, S. C., Wu, S., & Somani, J. (2024). The environmental impact and sustainability of infection control practices: a systematic scoping review. In *Antimicrobial Resistance and Infection Control* (Vol. 13, Number 1). BioMed Central Ltd. <https://doi.org/10.1186/s13756-024-01507-0>

Lingegård, S., Martin, M., & Gheitasi, F. (2025). Assessment of the environmental and economic performance for developing more circular trocar systems in healthcare. *Resources, Conservation and Recycling*, 218, 108269. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108269>

Liu, J., Li, H., Liu, Z., Meng, X., He, Y., & Zhang, Z. (2022). Study on the process of medical waste disinfection by microwave technology. *Waste Management*, 150, 13–19. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2022.06.022>

Lu, Y., Schandl, H., Wang, H., & Zhu, J. (2024). China's pathway towards a net zero and circular economy: A model-based scenario analysis. *Resources, Conservation and Recycling*, 204, 107514. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107514>

Luta, X., Ottino, B., Hall, P., Bowden, J., Wee, B., Droney, J., Riley, J., & Marti, J. (2021). Evidence on the economic value of end-of-life and palliative care interventions: a narrative review of reviews. In *BMC palliative care* 20(1), 89. NLM (Medline). <https://doi.org/10.1186/s12904-021-00782-7>

Maaroufi, K., Tudor, T., Vaccari, M., Siala, A., & Mahmoudi, E. (2020). An Evaluation of Staff Engagement with Infectious Healthcare Waste Management Policies: A Case Study of Tunisia. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 17(5), 1704. <https://doi.org/10.3390/ijerph17051704>

MacNeill, A. J., Lillywhite, R., & Brown, C. J. (2017). The impact of surgery on global climate: a carbon footprinting study of operating theatres in three health systems. *The Lancet Planetary Health*, 1(9), e360–e367. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(17\)30162-6](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(17)30162-6)

Magyarország Országgyűlése. (2012). 2012. évi CLXXXV. törvény a hulladékról. <https://njt.hu/jogszabaly/2012-185-00-00.35>

Majumder, A., Gupta, A. K., Ghosal, P. S., & Varma, M. (2021). A review on hospital wastewater treatment: A special emphasis on occurrence and removal of pharmaceutically active compounds, resistant microorganisms, and SARS-CoV-2. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 9(2), 104812. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2020.104812>

Makan, A., & Fadili, A. (2020). Sustainability assessment of healthcare waste treatment systems using surrogate weights and PROMETHEE method. *Waste Management & Research*, 39(1), 73–82. <https://doi.org/10.1177/0734242X20947162>

Malik, A., Goodlet, J., Li, M., Mora, C. J., Fry, J., Munro, A., Mill, S., Noonan, A., & Lenzen, M. (2024). Assessing waste and carbon impacts of health system at a regional level. *Resources, Conservation and Recycling*, 209, 107750. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2024.107750>

Martins, M. A., Pataca, L. C. M., de Souza Santos, E., da Costa Faria, S. M., Cruz, L. A., Silva, G. A. S., & Mol, M. P. G. (2021). Generation of infectious waste during the COVID-19 pandemic: The case of a Brazilian hospital. *Waste Management & Research*, 39(10), 1245–1255. <https://doi.org/10.1177/0734242X211049301>

Mazzei, H. G., & Specchia, S. (2023). Latest insights on technologies for the treatment of solid medical waste: A review. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(2), 109309. <https://doi.org/10.1016/j.jece.2023.109309>

McGain, F., & McAlister, S. (2023). Reusable versus single-use ICU equipment: what's the environmental footprint? In *Intensive Care Medicine* 49(12), 1523–1525. Springer Science and Business Media Deutschland GmbH. <https://doi.org/10.1007/s00134-023-07256-9>

McGain, F., & Naylor, C. (2014). Environmental sustainability in hospitals – a systematic review and research agenda. *Journal of Health Services Research & Policy*, 19(4), 245–252. <https://doi.org/10.1177/1355819614534836>

Minoglou, M., Gerassimidou, S., & Komilis, D. (2017). Healthcare Waste Generation Worldwide and Its Dependence on Socio-Economic and Environmental Factors. *Sustainability*, 9(2), 220. <https://doi.org/10.3390/su9020220>

Mmereki, D., Baldwin, A., Li, B., & Liu, M. (2017). Healthcare waste management in Botswana: storage, collection, treatment and disposal system. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 19(1), 351–365. <https://doi.org/10.1007/s10163-015-0429-0>

Mushtaq, M. H., Noor, F., Mujtaba, M. A., Asghar, S., Yusuf, A. A., Soudagar, M. E. M., Hussain, A., Badran, M. F., & Shahapurkar, K. (2022). Environmental Performance of Alternative Hospital Waste Management Strategies Using Life Cycle Assessment (LCA) Approach. *Sustainability*, 14(22), 14942. <https://doi.org/10.3390/su142214942>

Naemi, H. Al, Izuka, K., Edquibal, C., Al-Korbi, N., Kuwari, N. Al, Homaid, M. Al, Naemi, H. Al, Izuka, K., Edquibal, C., Al-Korbi, N., Kuwari, N. Al, & Homaid, M. Al. (2021). Quantitative Assessment of Medical Waste Management in Hamad Medical Corporation—Qatar. *Occupational Diseases and Environmental Medicine*, 09(03), 112–126. <https://doi.org/10.4236/odem.2021.93009>

NEAK. (2026). *Nemzeti Egészségbiztosítási Alapkezelő*. <https://www.neak.gov.hu/oldalak/nyelvi-oldalak/english>

Nematollahi, H., Ghasemzadeh, R., Tuysserkani, M., Aziminezhad, M., & Pazoki, M. (2024). Comparative life cycle assessment of hospital waste management scenarios in Isfahan, Iran: Evaluating environmental impacts and strategies for improved healthcare sustainability. *Results in Engineering*, 24, 102912. <https://doi.org/10.1016/j.rineng.2024.102912>

Neves, A. C., Maia, C. C., de Castro e Silva, M. E., Vimieiro, G. V., & Gomes Mol, M. P. (2022). Analysis of healthcare waste management in hospitals of Belo Horizonte, Brazil. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(60), 90601–90614. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-22113-w>

NNGYK. (2024). *A Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ tájékoztatója a Nemzeti Nozokomiális Surveillance Rendszer kötelező moduljainak 2024. évi eredményeiről*. <https://nngyk.gov.hu/hu/egeszsegugyi-ellatassal-osszefuggo-fertozesek/nnsr-eves-jelentesek/2024.html>

Nsanzimana, J., Busumbigabo, A., Mukamana, F., Umuhoza, H., & Musafili, A. (2025). Determinants of improper healthcare waste segregation in a Tertiary Referral Hospital in Southern Rwanda: a cross-sectional study. *Critical Public Health*, 35(1). <https://doi.org/10.1080/09581596.2025.2518181>

Odia, E. O., & Adekunle, S. A. (2017). Green purchasing behaviour among nursing mothers. *African Journal of Economic and Management Studies*, 8(2), 147–159. <https://doi.org/10.1108/AJEMS-08-2016-0116>

OECD. (2018). *Health at a Glance: Europe 2018: State of Health in the EU Cycle*. Paris: OECD Publishing. pp. 166–167 https://doi.org/10.1787/health_glance_eur-2018-45-en

OEK. (2016). *Országos Epidemiológiai Központ módszertani levele a multirezisztens kórokozók által okozott fertőzések megelőzéséről*. <https://nngyk.gov.hu/hu/modszertani-levelek/2016-modszertani-levelek.html>

OKIR. (2026). *Országos Környezetvédelmi Információs Rendszer*. Energiaügyi Minisztérium. <http://web.okir.hu/en/>

Olawade, D. B., Popoola, T. T., Egbon, E., & David-Olawade, A. C. (2025). Sustainable healthcare practices: Pathways to a carbon-neutral future for the medical industry. *Sustainable Futures*, 9, 100783. <https://doi.org/10.1016/j.sftr.2025.100783>

Oli, A. N., Ekejindu, C. C., Adje, D. U., Ezeobi, I., Ejiofor, O. S., Ibeh, C. C., & Ubajaka, C. F. (2016). Healthcare waste management in selected government and private hospitals in Southeast Nigeria. *Asian Pacific Journal of Tropical Biomedicine*, 6(1), 84–89. <https://doi.org/10.1016/j.apjtb.2015.09.019>

Or, Z., & Seppänen, A. V. (2024). The role of the health sector in tackling climate change: A narrative review. *Health Policy*, 143. <https://doi.org/10.1016/j.healthpol.2024.105053>

Ozturk, Y., Baltaci, H., & Akkoyunlu, B. O. (2023). The Impacts of Heat Waves on Hospital Admissions and Mortality in the Fethiye Province of Turkey. *Portuguese Journal of Public Health*, 41(2), 94–101. <https://doi.org/10.1159/000530747>

Patil, B., Bright, D., & Krishna, A. (2025). Biomedical Waste Management Practices in Healthcare Facilities: A Comprehensive Analysis and Safety Enhancement Strategies. *International Journal of Science and Research (IJSR)*, 14, 531–535. <https://doi.org/10.21275/SR25208131222>

Peng, Y., Wu, P., Schartup, A. T., & Zhang, Y. (2021). Plastic waste release caused by COVID-19 and its fate in the global ocean. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 118(47), e2111530118. <https://doi.org/10.1073/pnas.2111530118>

Pépin J, Abou Chakra CN, Pépin E, Nault V, Valiquette L (2014). Evolution of the Global Burden of Viral Infections from Unsafe Medical Injections, 2000–2010. *PLOS ONE*, 9(6), 1–8. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0099677>

Pichler, P. P., Jaccard, I. S., Weisz, U., & Weisz, H. (2019). International comparison of health care carbon footprints. *Environmental Research Letters*, 14(6), 064004. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/ab19e1>

Prasad, P. A., Joshi, D., Lighter, J., Agins, J., Allen, R., Collins, M., Pena, F., Velletri, J., & Thiel, C. (2022). Environmental footprint of regular and intensive inpatient care in a large US hospital. *International Journal of Life Cycle Assessment*, 27(1), 38–49. <https://doi.org/10.1007/s11367-021-01998-8>

Rahmani, K., Alighadri, M., & Rafiee, Z. (2020). Assessment and selection of the best treatment alternative for infectious waste by Sustainability Assessment of Technologies (SAT) methodology. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 70(3), 333–340. <https://doi.org/10.1080/10962247.2020.1721380>

Ranjbari, M., Shams Esfandabadi, Z., Shevchenko, T., Chassagnon-Haned, N., Peng, W., Tabatabaei, M., Aghbashlo, M., Lam, S.S., Kim, S.Y., & Bokhari, A. (2022). Mapping healthcare waste management research: Past evolution, current challenges, and future perspectives toward a circular economy transition. *Journal of Hazardous Materials*, 422, 126724. <https://doi.org/10.1016/j.jhazmat.2021.126724>

Revelas, A. (2012). Healthcare - associated infections: A public health problem. *Nigerian Medical Journal*, 53(2), 59. <https://doi.org/10.4103/0300-1652.103543>

Rizan, Chantelle, Reed, Malcolm, & Bhutta, Mahmood F. (2021). Environmental impact of personal protective equipment distributed for use by health and social care services in England in the first six months of the COVID-19 pandemic. *Journal of the Royal Society of Medicine*, 114(5), 250–263. <https://doi.org/10.1177/01410768211001583>

Rodríguez-Rodríguez, C. E., Ramírez-Morales, D., Masis-Mora, M., Montiel-Mora, J. R., Soto-Garita, C., Araya-Valverde, E., Cambronero-Heinrichs, J. C., Sánchez-Melsió, A., Briceño-Guevara, S., Mendez-Rivera, M., & Balcázar, J. L. (2023). Occurrence and risk assessment of pharmaceuticals in hospital wastewater in Costa Rica. *Chemosphere*, 339, 139746. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2023.139746>

Roletto, A., Savio, A., Marchi, B., & Zanoni, S. (2024). Towards a Greener Radiology: A Comprehensive Life Cycle Assessment Framework for Diagnostic Imaging. *Environmental and Climate Technologies*, 28(1), 303–311. <https://doi.org/10.2478/rtuct-2024-0024>

Romanello, M., Walawender, M., Hsu, S. C., Moskeland, A., Palmeiro-Silva, Y., Scamman, D., Smallcombe, J. W., Abdullah, S., Ades, M., Al-Maruf, A., Ameli, N., Angelova, D., Ayeb-Karlsson, S., Ballester, J., Basagaña, X., Bechara, H., Beggs, P. J., Cai, W., Campbell-Lendrum, D., ... Costello, A. (2025). The 2025 report of the Lancet Countdown on health and climate change: climate change action offers a lifeline. *The Lancet*, 406(10521), 2804–2857. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(25\)01919-1](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(25)01919-1)

Sanito, R. C., Mujiyanti, D. R., You, S.-J., & Wang, Y.-F. (2024). A review on medical waste treatment in COVID-19 pandemics: Technologies, managements and future strategies. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 74(2), 72–99. <https://doi.org/10.1080/10962247.2023.2282011>

Sapkota, B., Gupta, G. K., & Mainali, D. (2014). Impact of intervention on healthcare waste management practices in a tertiary care governmental hospital of Nepal. *BMC Public Health*, 14(1), 1005. <https://doi.org/10.1186/1471-2458-14-1005>

Sartaj, M., & Arabgol, R. (2015). Assessment of healthcare waste management practices and associated problems in Isfahan Province (Iran). *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 17(1), 99–106. <https://doi.org/10.1007/s10163-014-0230-5>

Satta, M., Passarini, F., Cespi, D., & Ciacci, L. (2024). Advantages and drawbacks of life cycle assessment application to the pharmaceuticals: a short critical literature review. *Environmental Science and Pollution Research*. <https://doi.org/10.1007/s11356-024-33964-w>

Savio, A., Marchi, B., Roletto, A., Milano, G., & Zanoni, S. (2024). Sustainable Operating Rooms: A Comprehensive Framework for Environmental Impact Analysis. *Environmental and Climate Technologies*, 28(1), 842–854. <https://doi.org/10.2478/rtuct-2024-0064>

Schwab, R., Schiestl, L. J., & Hasenburg, A. (2025). Greening the future of healthcare: implementation of sustainability strategies in German hospitals and beyond—a review. *Frontiers in Public Health*, 13, 1559132. <https://doi.org/10.3389/fpubh.2025.1559132>

Sepetis, A., Zaza, P. N., Rizos, F., & Bagos, P. G. (2022). Identifying and Predicting Healthcare Waste Management Costs for an Optimal Sustainable Management System: Evidence from the Greek Public Sector. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 19(16), 9821. <https://doi.org/10.3390/ijerph19169821>

Silva de Souza Lima Cano, N., Marino, M., Brooks, A. L., Eckelman, M. J., & Bilec, M. M. (2025). Advancing the circular economy of healthcare plastics: A systematic literature review. *Resources, Conservation and Recycling*, 219, 108317. <https://doi.org/10.1016/j.resconrec.2025.108317>

Singh, M., Karimi, N., Ng, K. T. W., Mensah, D., Stilling, D., & Adusei, K. (2022). Hospital waste generation during the first wave of COVID-19 pandemic: a case study in Delhi. *Environmental Science and Pollution Research*, 29(33), 50780–50789. <https://doi.org/10.1007/s11356-022-19487-2>

Singh, N., Ogunseitan, O. A., & Tang, Y. (2021). Medical waste: Current challenges and future opportunities for sustainable management. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 52(12), 2000–2022. <https://doi.org/10.1080/10643389.2021.1885325>

Slutzman, J. E., Bockius, H., Gordon, I. O., Greene, H. C., Hsu, S., Huang, Y., Lam, M. H., Roberts, T., & Thiel, C. L. (2022). Waste audits in healthcare: A systematic review and description of best practices. *Waste Management & Research*, 41(1), 3–17. <https://doi.org/10.1177/0734242X221101531>

Soares, S. R., Finotti, A. R., Prudêncio da Silva, V., & Alvarenga, R. A. F. (2013). Applications of life cycle assessment and cost analysis in health care waste management. *Waste Management*, 33(1), 175–183. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2012.09.021>

Tabatabaei, M., Hosseinzadeh-Bandbafha, H., Yang, Y., Aghbashlo, M., Lam, S. S., Montgomery, H., & Peng, W. (2021). Exergy intensity and environmental consequences of the medical face masks curtailing the COVID-19 pandemic: Malign bodyguard? *Journal of Cleaner Production*, 313, 127880. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2021.127880>

Takunda, S., & Steven, J. (2023). Medical solid waste management status in Zimbabwe. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 25(2), 717–732. <https://doi.org/10.1007/s10163-022-01578-4>

Tee, N. C. H., Yeo, J. A., Choolani, M., Poh, K. K., & Ang, T. L. (2024). Healthcare in the era of climate change and the need for environmental sustainability. In *Singapore Medical Journal* 65(4), 204–210. Lippincott Williams and Wilkins. <https://doi.org/10.4103/singaporemedj.SMJ-2024-035>

Tennison, I., Roschnik, S., Ashby, B., Boyd, R., Hamilton, I., Oreszczyn, T., Owen, A., Romanello, M., Ruyssevelt, P., Sherman, J. D., Smith, A. Z. P., Steele, K., Watts, N., & Eckelman, M. J. (2021). Health care's response to climate change: a carbon footprint assessment of the NHS in England. *The Lancet Planetary Health*, 5(2), e84–e92. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(20\)30271-0](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(20)30271-0)

Thakur, V. (2021). Framework for PESTEL dimensions of sustainable healthcare waste management: Learnings from COVID-19 outbreak. *Journal of Cleaner Production*, 287, 125562. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.125562>

Uddin, M. A., Afroj, S., Hasan, T., Carr, C., Novoselov, K. S., & Karim, N. (2022). Environmental Impacts of Personal Protective Clothing Used to Combat COVID- 19. *Advanced Sustainable Systems*, 6(1), 2100176. <https://doi.org/10.1002/adsu.202100176>

UNEP. (2020). *Waste Management during the COVID-19 Pandemic: From Response to Recovery*. <https://www.unep.org/ietc/resources/report/waste-management-during-covid-19-pandemic-response-recovery>

Vaccari, M., Tudor, T., & Perteghella, A. (2018). Costs associated with the management of waste from healthcare facilities: An analysis at national and site level. *Waste Management & Research*, 36(1), 39–47. <https://doi.org/10.1177/0734242X17739968>

Vicedo-Cabrera, A. M., Scovronick, N., Sera, F., Royé, D., Schneider, R., Tobias, A., Astrom, C., Guo, Y., Honda, Y., Hondula, D. M., Abrutzky, R., Tong, S., Coelho, M. de S. Z. S., Saldiva, P. H. N., Lavigne, E., Correa, P. M., Ortega, N. V., Kan, H., Osorio, S., ... Gasparrini, A. (2021). The burden of heat-related mortality attributable to recent human-induced climate change. *Nature Climate Change*, 11(6), 492–500. <https://doi.org/10.1038/s41558-021-01058-x>

Voudrias, E. A. (2016). Technology selection for infectious medical waste treatment using the analytic hierarchy process. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 66(7), 663–672. <https://doi.org/10.1080/10962247.2016.1162226>

Voudrias, E. A. (2023). Management of COVID-19 healthcare waste based on the circular economy hierarchy: A critical review. *Waste Management & Research*, 0734242X231198424. <https://doi.org/10.1177/0734242X231198424>

Wang, F., Yu, L., Long, J., Bu, H., He, C., & Wu, A. (2023). Quantifying the spatiotemporal evolution characteristics of medical waste generation during the outbreak of public health emergencies. *Journal of Material Cycles and Waste Management*, 25(1), 221–234. <https://doi.org/10.1007/s10163-022-01523-5>

Watts, N., Amann, M., Ayeb-Karlsson, S., Belesova, K., Bouley, T., Boykoff, M., Byass, P., Cai, W., Campbell-Lendrum, D., Chambers, J., Cox, P. M., Daly, M., Dasandi, N., Davies, M., Depledge, M., Depoux, A., Dominguez-Salas, P., Drummond, P., Ekins, P., ... Costello, A. (2018). The Lancet Countdown on health and climate change: from 25 years of inaction to a global transformation for public health. *The Lancet*, 391(10120), 581–630. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(17\)32464-9](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(17)32464-9)

WHO. (2011). *Report on the Burden of Endemic Health Care-Associated Infection Worldwide Clean Care is Safer Care*. <https://www.who.int/publications/i/item/report-on-the-burden-of-endemic-health-care-associated-infection-worldwide>

WHO. (2014). *Safe Management of Wastes from Health-Care Activities* (World Health Organization, Ed.; 2nd ed., Vol. 343). World Health Organization (WHO). <https://www.who.int/publications/i/item/9789241548564>

WHO. (2022). *Global analysis of healthcare waste in the context of COVID-19: status, impacts and recommendations*. World Health Organization. <https://iris.who.int/bitstream/handle/10665/351189/9789240039612-eng.pdf?sequence=1&isAllowed=y>

WHO. (2023). *Climate change and health*. Geneva: World Health Organization. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/climate-change-and-health>

WHO. (2024). *Health-care waste*. <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/health-care-waste>

Wilujeng, S. (2019). MEDICAL WASTE MANAGEMENT IN PRIVATE CLINICS IN SURABAYA AND FACTORS AFFECTING IT. *International Journal of GEOMATE*, 16. <https://doi.org/10.21660/2019.55.4606>

Windfeld, E. S., & Brooks, M. S.-L. (2015). Medical waste management – A review. *Journal of Environmental Management*, 163, 98–108. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2015.08.013>

WMO. (2026). *State of the Global Climate 2025*. Geneva: World Meteorological Organization. <https://doi.org/10.59327/WMO/S/CRI/SOC/1>

- Xin, Y. (2015). Comparison of hospital medical waste generation rate based on diagnosis-related groups. *Journal of Cleaner Production*, 100, 202–207. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2015.03.056>
- Yin, H., Sharma, B., Hu, H., Liu, F., Kaur, M., Cohen, G., McConnell, R., & Eckel, S. P. (2024). Predicting the climate impact of healthcare facilities using gradient boosting machines. *Cleaner Environmental Systems*, 12, 100155. <https://doi.org/10.1016/j.cesys.2023.100155>
- Zhang, E. J., Aitchison, L. P., Phillips, N., Shaban, R. Z., & Kam, A. W. (2021). Protecting the environment from plastic PPE. *BMJ*, 372, n109. <https://doi.org/10.1136/bmj.n109>
- Zhang, H. Q., Chen, L., Chen, C. Q., Chang, F. L., Tian, Y. X., Jiang, X., Huang, W. T., Hu, B., Cao, X. W., Yin, X. C., & He, G. J. (2025). Laser flash pyrolysis of face mask waste to vinylidene-terminated PP wax and further functionalized as compatibilizer. *Waste Management*, 192, 91–101. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2024.11.036>
- Zhao, H., Liu, H., Wei, G., Wang, H., Zhu, Y., Zhang, R., & Yang, Y. (2021). Comparative life cycle assessment of emergency disposal scenarios for medical waste during the COVID-19 pandemic in China. *Waste Management*, 126, 388–399. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2021.03.034>
- Zhao, Q., Guo, Y., Ye, T., Gasparrini, A., Tong, S., Overcenco, A., Urban, A., Schneider, A., Entezari, A., Vicedo-Cabrera, A. M., Zanobetti, A., Analitis, A., Zeka, A., Tobias, A., Nunes, B., Alahmad, B., Armstrong, B., Forsberg, B., Pan, S. C., ... Li, S. (2021). Global, regional, and national burden of mortality associated with non-optimal ambient temperatures from 2000 to 2019: a three-stage modelling study. *The Lancet Planetary Health*, 5(7), e415–e425. [https://doi.org/10.1016/S2542-5196\(21\)00081-4](https://doi.org/10.1016/S2542-5196(21)00081-4)
- Zheng, X., Zhong, S., Alam, O., Hossen, S. J., & Du, D. (2025). Microplastics and heavy metals emissions from healthcare waste management: A comparative life cycle assessment. *Waste Management*, 204, 114932. <https://doi.org/10.1016/j.wasman.2025.114932>

10. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném őszinte köszönetemet kifejezni mindazoknak, akik doktori tanulmányaim és kutatásaim során támogatásukkal, szakmai segítségükkel és biztatásukkal hozzájárultak e doktori értekezés elkészítéséhez.

Mindenekelőtt szeretném megköszönni témavezetőmnek, **Dr. Kocsis Dénesnek** a doktori képzés teljes időtartama alatt nyújtott szakmai iránymutatását, bizalmát és folyamatos támogatását. Különösen hálás vagyok azért, hogy végig partnerként kezelt, mindig számíthattam tanácsaira, és minden helyzetben segítette szakmai fejlődésemet. Nyitottsága, konstruktív szemlélete és embersége meghatározó szerepet játszott kutatói pályám alakulásában.

Köszönettel tartozom a védési bizottság elnökének, **Prof. Dr. Kundrát-Simon Edinának**, a doktori eljárás során nyújtott segítségéért, szervező és koordináló munkájáért.

Külön szeretném megköszönni értekezésem hivatalos bírálóinak, **Dr. Szél Borbálának** és **Dr. Pál Lászlónak**, hogy alapos, részletes és rendkívül értékes bírálataikkal jelentősen hozzájárultak a dolgozat szakmai színvonalának emeléséhez. Hálás vagyok továbbá a kutatásaim alapját képező tudományos közlemények nemzetközi bírálóinak is. Észrevételeik, kritikáik és javaslataik minden esetben hozzájárultak a kéziratok fejlesztéséhez, ezáltal pedig jelen értekezés végleges formájának kialakításához.

Köszönöm a **Juhász-Nagy Pál Doktori Iskolának** a doktori képzés biztosítását. Külön köszönettel tartozom **Dr. Tózsér Dávidnak**, a Doktori Iskola titkárának, valamint **Bessenyei Évának**, PhD referensnek a doktori képzés során nyújtott adminisztratív segítségükért és készséges támogatásukért.

Köszönöm társszerzőimnek és kutatótársaimnak – **Prof. Dr. Nagy Attilának, Dr. Orosz Nikolettnek, Dr. Mannheim Viktóriának és Szilágyi Artúrnak** – a közös munkát, szakmai együttműködést és a kutatások során nyújtott értékes hozzájárulásukat.

Külön szeretném megköszönni **Dr. Gömöri Gabriellának**, a Debreceni Egyetem Klinikai Központ Kórházhigiénés Osztály vezetőjének a folyamatos támogatását, bizalmát, hasznos szakmai tanácsait és értékes ötleteit, amelyek jelentősen hozzájárultak kutatásaim megvalósításához és szakmai fejlődésemhez.

Köszönöm a Debreceni Egyetem Klinikai Központ Kórházhigiénés Osztály valamennyi munkatársának az együttműködést, a támogató munkahelyi légkört és a mindennapi segítséget.

Végezetül szeretném megköszönni családomnak a türelmet, a biztatást és azt a háttérrel, amely lehetővé tette, hogy a doktori képzés éve alatt kutatómunkámra és szakmai céljaim megvalósítására összpontosíthassak.

11. Az értekezés alapjául szolgáló és egyéb közlemények listája

A PhD értekezés alapjául szolgáló közlemények

1. **Kaposi A**, Nagy A, Gomori G, Kocsis D (2024) *Analysis of healthcare waste and factors affecting the amount of hazardous healthcare waste in a university hospital*. Journal of Material Cycles and Waste Management
<https://doi.org/10.1007/s10163-024-01890-1>
IF: 3 (2024)
2. **Kaposi A.**, Orosz N., Nagy A., Gomori G., Kocsis D. (2024). *A comprehensive study on the factors influencing the generation of infectious healthcare waste in inpatient healthcare institutions in Hungary*. Journal of the Air & Waste Management Association, 74(11), 828–841.
<https://doi.org/10.1080/10962247.2024.2408011>
IF: 2,2 (2024)
3. **Kaposi A**, Nagy A, Gomori G, Kocsis D (2025) Application of the case-mix index and length of stay for hospital waste management comparison: introduction of a new adjusted metric. Frontiers in Public Health, 13:1623725.
<https://doi.org/10.3389/fpubh.2025.1623725>
IF: 3,4 (2024)
4. **Kaposi A**, Mannheim V, Szilagyi A, Kocsis D (2026) Limited mitigation potential of downstream waste management: A facility-level life cycle assessment of hospital PPE systems. *Journal of Hazardous Materials Advances*– **Bírálat alatt**. IF: 9,1 (2024)

További közlemények

1. Orosz, N.; Tóthné Tóth, T.; Vargáné Gyuró, G.; Tibor Nábrádi, Z.; Hegedűsné Sorosi, K.; Nagy, Z.; Rigó, É.; **Kaposi, Á.**; Gömöri, G.; Adi Santoso, C.M.; Nagy, A. Comparison of Length of Hospital Stay for Community-Acquired Infections Due to Enteric Pathogens, Influenza Viruses and Multidrug-Resistant Bacteria: A Cross-Sectional Study in Hungary. *Int. J. Environ. Res. Public Health* (2022), 19, 15935. <https://doi.org/10.3390/ijerph192315935>
IF: 4,614 (2021)

Az értekezéshez kapcsolódó konferencia előadások

Kaposi Ádám; Gömöri Gabriella; Kocsis Dénes László: Egészségügyi ellátással összefüggő hulladékok vizsgálata. Magyar Infekciókontroll Társaság XX. Kongresszusa, Gyula, 2022. október 20–21.

Kaposi Ádám; Gömöri Gabriella; Kocsis Dénes László: A Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campus hulladékgazdálkodásának vizsgálata 2017 és 2021 között. Környezet, Egészség, Biztonság (EHS) Nemzetközi Szimpózium 2022, Debrecen, 2022. október 27.

Kaposi Ádám; Gömöri Gabriella; Kocsis Dénes László: Kórházökológiai vizsgálatok a Debreceni Egyetem Klinikai Központ Nagyerdei Campus területén: az egészségügyi ellátáshoz köthető hulladék elemzése a 2017–2021 közötti időszakban. Fiatal Higiénikusok Fóruma, Budapest, 2023. június 2.

Kaposi Ádám: A kórház ökológiai lábnyoma: fertőzésmegelőzés és hulladékkezelés fenntartható módon. Antibiotikum rezisztencia tudatossági hét, Debrecen, 2025. november 18–20.

12. Mellékletek

1. melléklet A vizsgálatba bevont és kizárt fekvőbeteg-ellátó intézmények

Ssz.	Intézmény neve (NEAK kód)
A vizsgálatba bevont intézmények	
1	Szent Imre Egyetemi Oktatókórház (2889)
2	Észak-Közép-budai Centrum, Új Szent János Kórház és Szakrendelő (2880)
3	Szent Kozma és Damján Rehabilitációs Szakkórház és Gyógyfürdő, Visegrád (2892)
4	Dél-pesti Centrumkórház - Országos Hematológiai és Infektológiai Intézet (2878)
5	Bajcsy-Zsilinszky Kórház és Rendelőintézet (2873)
6	Jahn Ferenc Dél-pesti Kórház (2879)
7	Péterfy Kórház-Rendelőintézet és Manninger Jenő Országos Traumatológiai Intézet (2886)
8	Uzsoki utcai Kórház (2891)
9	Károlyi Sándor Kórház (2890)
10	Heim Pál Országos Gyermekgyógyászati Intézet (2877)
11	Országos Sportegészségügyi Intézet (2910)
12	Országos Onkológiai Intézet (2906)
13	Országos Korányi Pulmonológiai Intézet (2897)
14	Gottsegen György Országos Kardiovaszkuláris Intézet (2896)
15	Szent Margit Kórház, Budapest (N511)
16	Országos Mentális, Ideggyógyászati és Idegsebészeti Intézet (S827)
17	Országos Mozgásszervi Intézet (S828)
18	Komlói Egészségcentrum, Bányászati Utókezelő és Éjjeli Szanatórium Egészségügyi Központ (N584)
19	Szigetvári Kórház (N591)
20	Bács-Kiskun Megyei Kórház, Kecskemét (1122)
21	Bajai Szent Rókus Kórház (1084)
22	Kiskunhalasi Semmelweis Kórház (N590)
23	Dr. László Elek Kórház és Rendelőintézet, Orosháza (1243)
24	Békés Megyei Központi Kórház (R464)
25	Sátoraljaújhelyi Erzsébet Kórház (1407)
26	Koch Róbert Kórház és Rendelőintézet, Edény (1301)
27	Almási Balogh Pál Kórház, Ózd (N684)
28	Borsod-Abaúj-Zemplén Megyei Központi Kórház és Egyetemi Oktatókórház (R730)
29	Kazincbarcikai Kórház (S913)
30	Dr. Bugyi István Kórház, Szentes (1487)
31	Csongrád-Csanád Megyei Eü. Ellátó Közp. Hódmezővásárhely-Makó (1454)
32	Csongrád-Csanád Megyei Mellkasi Betegségek Szakkórháza (1484)
33	Fejér Megyei Szent György Egyetemi Oktató Kórház, Székesfehérvár (1568)
34	Szent Pantaleon Kórház-Rendelőintézet Dunaújváros (M934)

35	Petz Aladár Egyetemi Oktató Kórház (1640)
36	Soproni Erzsébet Oktató Kórház és Rehabilitációs Intézet (1663)
37	Karolina Kórház és Rendelőintézet, Mosonmagyaróvár (1644)
38	Csornai Margit Kórház (1601)
39	Lumniczer Sándor Kórház-Rendelőintézet, Kapuvár (1630)
40	Gróf Tisza István Kórház, Berettyóújfalu (1683)
41	Markhot Ferenc Oktatókórház és Rendelőintézet, Eger (N585)
42	Albert Schweitzer Kórház-Rendelőintézet, Hatvan (N581)
43	Bugát Pál Kórház, Gyöngyös (N682)
44	Parádfürdői Állami Kórház (4588)
45	Mátrai Gyógyintézet (2899)
46	Szent Borbála Kórház, Tatabánya (1876)
47	Vaszary Kolos Kórház, Esztergom (1865)
48	Selye János Kórház, Komárom (1871)
49	Batthyány Kázmér Szakkórház, Kisbér (1869)
50	Szent Lázár Megyei Kórház, Salgótarján (1928)
51	Dr. Kenessey Albert Kórház-Rendelőintézet, Balassagyarmat (1903)
52	Margit Kórház, Pásztó (1945)
53	Nagykőrösi Rehabilitációs Szakkórház és Rendelőintézet (2026)
54	Jávorszky Ödön Kórház, Vác (2095)
55	Tüdőgyógyintézet, Törökbálint (2073)
56	Pest Megyei Flór Ferenc Kórház, Kistarcsa (2010)
57	Misszió Egészségügyi Központ, Veresegyház (N588)
58	Toldy Ferenc Kórház és Rendelőintézet, Cegléd (N593)
59	Somogy Megyei Kaposi Mór Oktató Kórház (2137)
60	Siófoki Kórház-Rendelőintézet (2162)
61	Nagyatádi Kórház (N683)
62	Szabolcs-Szatmár-Bereg Megyei Kórházak és Egyetemi Oktatókórház (N599)
63	Jász-Nagykun-Szolnok Megyei Hetényi Géza Kórház-Rendelőintézet (2324)
64	Káta Gábor Kórház, Karcag (2378)
65	Mezőtúri Kórház és Rendelőintézet (N586)
66	Jászberényi Szent Erzsébet Kórház (N596)
67	Tolna Megyei Balassa János Kórház (2425)
68	Bonyhádi Kórház és Rendelőintézet (2392)
69	Dombóvári Szent Lukács Kórház (N582)
70	Markusovszky Egyetemi Oktatókórház, Szombathely (N595)
71	Szent László Kórház, Sárvár (2531)
72	Csolnoky Ferenc Kórház, Veszprém (N594)
73	Gróf Esterházy Kórház és Rendelőintézeti Szakrendelő, Pápa (2586)
74	Zirci Erzsébet Kórház-Rendelőintézet (2611)
75	Veszprém Megyei Tüdőgyógyintézet, Farkasgyepű (2601)
76	Magyar Imre Kórház, Ajka (2535)
77	Deák Jenő Kórház, Tapolca (N592)
78	Állami Szívkórház, Balatonfüred (2893)
79	Zala Megyei Szent Rafael Kórház (2734)
80	Kanizsai Dorottya Kórház, Nagykanizsa (2747)
81	Keszthelyi Kórház (2703)
82	Hévízgyógyfürdő és Szent András Reumakórház (N597)

83	MÁV Kórház és Rendelőintézet, Szolnok (8002)
84	Semmelweis Egyetem (2915)
85	Pécsi Tudományegyetem (2912)
86	Szegedi Tudományegyetem Szent-Györgyi Albert Klinikai Központ (2917)
87	Debreceni Egyetem Klinikai Központ (2894)
88	Budai Egészségközpont Kft. (H915)
89	Siklósi Kórház Humán-Egészségügyi Szolgáltató Közhasznú Nonprofit Kft. (A316)
90	Harkányi Termál Rehabilitációs Centrum Közhasznú Nonprofit Kft. (H770)
91	"URBS PRO PATIENTE" Közh. Np. KFT, Pomáz (2911)
92	Szent Donát Várpalota Kórház Egészségügyi és Szolgáltató Kft. (H505)
93	Vasútegészségügyi Szolgáltató Nonprofit Közhasznú Kft., Budapest (B439)
94	Bethesda Gyermekkorház (2872)
95	Magyarországi Zsidó Hitközségek Szövetsége Szeretetkórháza, Budapest (4026)
96	Szent Damján Görögkatolikus Kórház (S908)
97	Budapesti Szent Ferenc Kórház (6072)
98	Betegápoló Irgalmas Rend (M915)
99	Igazságügyi Megfigyelő és Elmegyógyító Intézet, Budapest (----)
A vizsgálatból kizárt intézmények	
1	Magyar Honvédség Egészségügyi Központ (K403)
2	Mohácsi Kórház (1052)
3	Oroszlányi Szakorvosi és Ápolási Intézet (N589)
4	Szarvasi Szakorvosi Egészségügyi Szolgáltató Kft. (H573)
5	Sirály Egészségügyi és Szociális Szolgáltató Nonprofit Kft., Kincsesbánya (A076)
6	Hospit Kft. (S954)
7	Kastélypark Klinika Egészségügyi Szolgáltató Kft., Tata (K404)