

DIPLOMADOLGOZAT

Koscsó Fanni

2025



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem

Szent István Campus

Környezettudományi Intézet

Környezetmérnök mesterképzési szak

**TECHNOLÓGIA A SZENNYVÍZISZAP ÉS A SZENNYVÍZISZAPBÓL
KÉSZÍTETT KOMPOSZT ÁSVÁNYOLAJ TARTALMÁNAK
CSÖKKENTÉSÉRE**

Belső konzulens:	Dr. Géczi Gábor egyetemi docens, tanszékvezető helyettes, csoportvezető
Belső konzulens intézete/tanszéke:	Környezettudományi Intézet, Környezetanalitikai és Környezettechnológiai Tanszék, Környezettechnológiai Csoport
Külső konzulens:	Bernáth Balázs környezetvédelmi projekt koordinátor
Készítette:	Koscsó Fanni

Gödöllő

2025

Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés	1
2.	Célkitűzés.....	2
3.	Szakirodalmi áttekintés.....	4
3.1.	A szennyvízkezelés rövid történeti áttekintése	4
3.2.	Szennyvíz keletkezése és típusai	4
3.3.	Szennyvízkezelés folyamata és rendszere	7
3.3.1.	A szennyvízgyűjtés és -szállítás.....	8
3.3.2.	A szennyvíz előkezelése és elsődleges tisztítása.....	8
3.3.3.	A szennyvíz másodlagos tisztítása	10
3.3.4.	A szennyvíz harmadlagos tisztítása	12
3.3.5.	A kezelt szennyvíz elhelyezése	15
3.4.	Szennyezőanyagok a szennyvízben és a szennyvíziszapban	16
3.5.	Szénhidrogén-szennyezők a szennyvizekben.....	19
3.6.	A szennyvíziszap kezelése, sorsa és hasznosítása	23
3.7.	Szennyvíziszap alapú komposzt előállítás és kezelése	27
3.8.	Mikroorganizmusok szerepe a szennyezőanyagok lebontásában	30
3.9.	Hazai jogszabályi előírások a szennyvíziszap és komposzt kezelésében	31
4.	Alkalmazott módszerek (anyag és módszer)	34
4.1.	Kommunális szennyvíziszap.....	34
4.2.	Mikrobiológiai starterkultúra.....	34
4.3.	Szennyvíziszap komposzt.....	35
4.4.	A szennyvíziszap kezelésre alkalmas kísérleti rendszer felépítése és működése.....	36
4.5.	Szennyvíziszap-kísérlet: technológiai paraméterek és kezelési beállítások	37
4.6.	Mintavételezési stratégia és analitikai módszerek	38
4.7.	Komposztálási kísérlet előfolyamata és módszere	39
5.	Eredmények és értékelésük	43
6.	Következtetések és javaslatok	53
7.	Összefoglalás.....	55
8.	Köszönetnyilvánítás.....	58
9.	Irodalomjegyzék.....	59
10.	Mellékletek	65
11.	Nyilatkozatok	66

1. Bevezetés

A világ népességének folyamatos növekedése, valamint a hagyományos fosszilis energiaforrások rohamos ütemű kimerítése globális kihívások elé állítja a földi társadalmat, különösen az energia- és erőforrás-gazdálkodás területén.

Ennek következtében az utóbbi években nemzetközi szinten erősödött, és napjainkban is folyamatosan növekszik a megújuló energiaforrások és az organikus nyersanyagok iránti kereslet, ami együtt jár az organikus hulladékok, köztük a szennyvíziszap, erőforrásként való egyre szélesebb körű hasznosításával. A kommunális szennyvíziszap anaerob erjesztésével előállított biogáz hagyományos és fejlett reaktorokban egyaránt hasznosítható villamosenergia- és hőtermelésre. Emellett a megfelelő fizikai-kémiai és mikrobiológiai előkezelést követő stabilizációs és érlelési lépések révén a szennyvíziszapból magas szervesanyag- és tápanyagtartalmú komposzt állítható elő, amely jelentősen javítja a talaj szerkezetét és biológiai aktivitását, így elősegítve a környezeti rehabilitációs folyamatokat és támogatva a körforgásos anyagáramlás elvét. A szennyvíziszap erőforrásként történő hasznosítása gazdaságilag versenyképes alternatívát kínál a hagyományos hulladékkezeléssel szemben, mivel számos környezeti előnye (az üvegházhatású gázok kibocsátásának csökkentése, a talajminőség javítása és a fosszilis energiafelhasználás mérséklése) jelentősen hozzájárul a fenntarthatósági célkitűzések teljesítéséhez (Kacprzak és mtsai, 2017).

E célok megvalósítása érdekében a szennyvízkezelési műveletek minden szakaszában, a telephelyi kezeléstől a végleges hasznosításig, gondos iszapkezelési stratégiákra van szükség. Az új technológiák fejlesztésének összhangban kell lennie az ökoinnovációs trendekkel és az Európai „reduce, reuse, recycle” (csökkentés, újrafelhasználás, újrahasznosítás) elvével, amely jelenleg a hulladékgazdálkodás leginkább támogatott hierarchikus megközelítését képviseli.

A kommunális szennyvíziszapból előállított komposzt különböző szennyező anyagokat tartalmazhat, például nehézfémeket, kórokozókat és ásványolaj-eredetű szénhidrogéneket (TPH), amelyek jelentősen korlátozzák annak mezőgazdasági felhasználhatóságát. Az utóbbi évek kutatásai rámutattak arra, hogy a TPH-szennyezés biológiai úton, specifikus mikroorganizmusok bevonásával hatékonyan csökkenthető. A TPH-bontó baktériumok és gombák alkalmazása környezetbarát, alacsony energiaigényű eljárást tesz lehetővé, amely nemcsak a szénhidrogének lebontását gyorsítja fel, de a

komposzt végső minőségét is javítja, ezáltal biztosítva a szigorú jogszabályi határértékeknek való megfelelést. A bioremediációs technológiák integrálása a meglévő komposztálási rendszerekbe új távlatokat nyit a szennyvíziszap-alapú komposztok szennyezőmentesítésében, miközben az erőforrások tudatos felhasználása és az innovatív, összehangolt technológiai megoldások bevezetése alapot teremthet egy valóban fenntartható és környezettudatos jövő megvalósításához.

2. Célkitűzés

A fenntartható fejlődés fontos részfeladata a talajok kiegyensúlyozott tápanyag utánpótlásának biztosítása, ami nem nélkülözheti a szennyvíziszapok eddigieknél nagyobb mértékű mezőgazdasági hasznosítását. Ennek egyik fő akadálya a szennyvíziszapok és a belőlük előállított komposztok magas ásványi olaj tartalma, ami csak egyedi engedélyezéssel és jelentős korlátozásokkal teszi lehetővé mezőgazdasági elhelyezésüket. A termélnövelő anyagok engedélyezését, tárolását, forgalmazását és felhasználását a 36/2006. (V. 18.) FVM rendelet szabályozza, amely meghatározza a kommunális szennyvíziszapból készült, engedéllyel rendelkező komposztok maximálisan megengedett ásványolaj-tartalmát (TPH), ami nem haladhatja meg a 100 mg/kg szárazanyag értéket. Amennyiben a szennyvíziszap-komposzt nem rendelkezik termékengedéllyel, úgy a mezőgazdasági felhasználására az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet előírásai vonatkoznak, ennek értelmében a TPH-koncentrációt 1000 mg/kg szárazanyag alá kell csökkenteni, hogy alkalmazása során ne lépjenek fel környezeti és-talajtoxikológiai kockázatok.

Számos hazai szennyvíztisztító telepen a jogszabályban előírt határértékek nem teljesülnek, mivel a beérkező kommunális szennyvíz gyakran jelentős mennyiségű kőolajszármazékot tartalmaz. Ennek forrásai lehetnek, többek között a gépjármű-szervizek és autósok szennyvizei, valamint bizonyos ipari technológiák hulladékvizei. Az ásványolaj-származékok biokémiai lebomlása az eleveniszapos kezelési folyamat során korlátozott, ezért ezek az anyagok főként az iszapban halmozódnak fel. Következésképpen a hagyományos komposztálási eljárások nem képesek a TPH-koncentrációt a rendeletben meghatározott határérték alá csökkenteni, ami jelentősen korlátozza a szennyvíziszapból készült komposzt mezőgazdasági alkalmazhatóságát.

A dolgozat fő célkitűzése egy olyan bioremediációs technológiai megközelítés kidolgozása, amely lehetővé teszi a kommunális szennyvíziszap és az abból készült komposztok kőolajszármazék-terhelésének hatékony csökkentését. A vizsgálat

középpontjában egy, a TPH (Összes ásványolaj eredetű szénhidrogén) bontására képes mikrobiológiai konzorcium alkalmazása áll, amely képes a szénhidrogén-szennyezés lebontására a szennyvíziszap kezelési és komposztálási folyamata során. A kutatás célja ezen mikroorganizmus-közösség működési feltételeinek optimalizálása, amely magában foglalja a különböző kísérleti konfigurációk összehasonlítását és az eredmények kontrollcsoporthoz viszonyított értékelését. Továbbá, a dolgozat kiemelt célja a kezelt komposzt minőségének vizsgálata a 36/2006. (V. 18.) FVM és az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendeletek által meghatározott határértékek figyelembevételével. A kutatás arra törekszik, hogy egy gyakorlatban is alkalmazható modellrendszert és technológiai protokollt dolgozzon ki. Ez a megközelítés hozzájárul a körforgásos gazdaság elveinek gyakorlati megvalósításához, biztosítja a hatályos jogszabályoknak való megfelelést, és elősegíti a szennyvíziszap biztonságos mezőgazdasági hasznosítását.

3. Szakirodalmi áttekintés

Annak érdekében, hogy rálátást nyerjünk a szennyvízkezelés és szennyvíztisztítás folyamataira, először a szennyvíz fogalmát és keletkezésének helyzetét szükséges részletesen vizsgálni. A hatályos környezetvédelmi jogszabályok értelmében szennyvíznek számít minden olyan víz, amely ipari, szolgáltatási vagy fogyasztási tevékenység során használt, és ezáltal fizikai, kémiai vagy biológiai jellemzői megváltoztak. Ide tartoznak a szennyezett csapadékvizek is, ha azok üzemi területen keletkeznek és szennyező anyaggal keverednek. Bár a jogszabályi meghatározás kijelöli a szennyvíz fogalmát, önmagában mégsem nyújt teljes képet jelentőségéről; ennek megértéséhez érdemes visszatekinteni arra is, hogyan viszonyultak a különböző történelmi korok a szennyvízhez és annak kezeléséhez.

3.1. A szennyvízkezelés rövid történeti áttekintése

A nomád vadászó-gyűjtögető közösségek természetes módon visszajuttatták szerves hulladékukat a környezetbe, fenntartva az anyagok körforgását. A letelepedett, mezőgazdasági társadalmak és a városiasodás megjelenésével azonban a szennyvíz elvezetésének hiánya komoly egészségügyi problémákat okozott. Az első szervezett szennyvízkezelési megoldások Mezopotámiában, majd az Indus-völgyi civilizációban jelentek meg fejlett csatornarendszerek és ülepítő rendszerek formájában. Az ókori Egyiptomban a vízvezető rendszerek elsősorban a tehetősebb rétegek kiváltságai voltak, míg az ókori görög és római társadalmak fejlett vízgazdálkodási megoldásai (például a Cloaca Maxima) már számos tekintetben előrevetítették a modern szennyvízkezelési megoldásokat. A Római Birodalom bukása után ezek a rendszerek leépültek, és a közműves vízgazdálkodás hosszú időre visszaszorult (Lofrano és Brown, 2010).

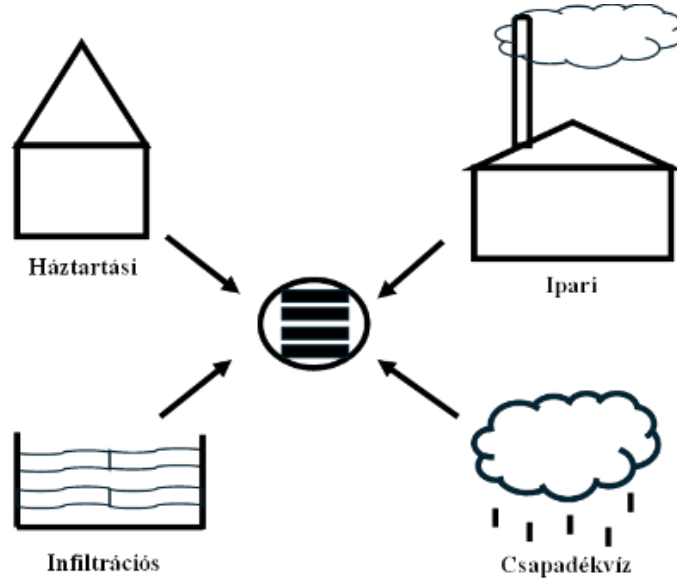
Mindezekből látszik, hogy a szennyvízkezelés kérdése szorosan összefonódik az emberiség településtörténetével és a közegészségügy fejlődésével.

3.2. Szennyvíz keletkezése és típusai

A szennyvíz alapvetően négy fő típusba sorolható, attól függően, hogy milyen forrásból (például lakóépületekből, intézményekből, ipari vagy kereskedelmi létesítményekből, illetve csapadékvízből) származik. Ennek megfelelően megkülönböztetünk háztartási, ipari, infiltrációs és csapadékvíz eredetű szennyvizet. Víz által szállított hulladékban szerves és szervesetlen szennyezőanyagok, tápanyagok, kórokozók, üledékek, valamint esetenként toxikus vegyületek is megjelennek (Sonune és Rupali, 2004).

1.ábra: Szennyvíz eredetének fő típusai: háztartási, ipari, infiltrációs és csapadékvíz források bemutatása

(Forrás: saját szerkesztés, 2025)



A háztartási szennyvíz a lakóépületekből és intézményekből származó, vízzel kevert hulladék, amely a fürdés, mosás, WC-használat és konyhai tevékenységek során keletkező szennyező anyagokat tartalmazza. Összetételét tekintve 99%-ban vizet és 1%-ban szilárd (oldott, lebegő vagy kolloid, valamint szerves és szervetlen tulajdonságú) anyagokat tartalmaz. Szervetlen összetevői közé tartoznak a nitrogén, foszfor, karbonátok, kloridok és szulfátok, míg az organikus anyagok túlnyomó része fehérjékből és szénhidrátokból áll. Emellett kisebb arányban található benne olajok, amelyek a szerves komponensek mintegy 10%-át teszik ki, továbbá szintetikus vegyületek, például felületaktív anyagok, fenolok és peszticidek is jelen vannak. Mivel a háztartási szennyvíz székletet is tartalmaz - emiatt jellemzően erősen szagos és sötét színű-, előfordulhatnak benne patogén baktériumok és vírusok, amelyek súlyos betegségeket, például kolerát, tífuszt, tuberkulózist vagy fertőző májgyulladást okozhatnak (Lakshmi és Reddy, 2017).

A háztartási szennyvizet tovább bontva három fő típusra oszthatjuk: feketevízre, szürkevízre és sárgavízre. A feketevíz a háztartási szennyvíz legszennyezettebb formája, amely a WC-k, konyhai mosogatók és mosogatógépek elfolyó vizéből származik. Jellemzően tartalmaz vizeletet, székletet, ételmaradékokat, WC-papírt, tisztítószereket és különféle vegyi anyagokat, így jelentős fertőzésveszéllyel jár. Ezzel szemben a szürkevíz kevésbé szennyezett, elsősorban fürdőszobai használat, mosás és mosdók használata során keletkezik.

Bár nem tartalmaz székletet vagy vizeletet, a benne található mosószerek és tisztítószeres miatt újrafelhasználás előtt kezelése elengedhetetlen. A sárgavíz kizárólag vizeletből áll, nem tartalmaz egyéb szennyező komponenseket, így elkülönített gyűjtése lehetővé teszi a célzott és hatékonyabb kezelését (Ahmed és mtsai, 2021).

Az ipari szennyvizek típusát és jellemzőit alapvetően meghatározza az adott iparág tevékenységi köre, a felhasznált nyersanyagok típusa, valamint az alkalmazott gyártástechnológia. Ezért indokolt az iparágak szennyvizeinek elkülönített kezelése, különösen az élelmiszer- és italipar, a vegyipar, a textilipar, a papír- és cellulózipar, valamint a fémfeldolgozó és galvanizáló ipar esetében.

Az élelmiszer- és italipari létesítmények jelentős vízfelhasználással működnek, elsősorban mosás, hűtés, fűtés és egyéb feldolgozási folyamatok miatt. Ezek az eljárások nagy mennyiségű, magas szervesanyag-tartalmú szennyvizet eredményeznek, amely főként zsírokból, olajokból, szénhidrátokból és fehérjékből áll, gyakran lebegőanyagokkal és más szerves vegyületekkel dúsítva. Ezzel szemben a vegyipari szennyvizek toxikus szerves vegyületeket, oldószereket és nehézfémeket (pl. króm, vas, nikkel, réz) tartalmazhatnak, melyek környezeti és egészségügyi szempontból súlyos kockázatot jelentenek. Ezek a szennyvizek általában magas pH-értékűek és nehezen bonthatók le biológiailag, így speciális, komplex kezelést igényelnek. A textilipar nedves feldolgozása során is jelentős mennyiségű szennyezett szennyvíz keletkezik, mely színezékeket, felületaktív anyagokat, toxikus vegyületeket és nehézfémeket (pl. króm, kadmium, ólom, réz) tartalmaz. Kezelésük komplex, és magában foglalhatja a vegyi csapadékképzést, koagulációt, membrántechnológiákat, valamint fizikai, kémiai és biológiai módszereket is (Kato és Kansha 2024).

A vas- és acéliparban keletkező legszennyezőbb szennyvíz a kokszolómű melléktermék-üzeméből származik, amely jelentős mennyiségben tartalmaz toxikus vegyületeket, például fenolt, ciánt és ammóniát. Ezek az anyagok rontják a befogadó víztestek minőségét: károsítják a vízi élővilágot, csökkentik az oldott oxigénszintet, és pH-érték emelkedéséhez vezetnek. A szennyvíz kezelésére jellemzően biokémiai oxidációs eljárásokat (pl. BOD-üzemeket) alkalmaznak a cián, az ammónia és a fenol lebontására, de más oxidációs technológiák is elterjedtek a szerves eredetű terhelés csökkentésére (Sathya és mtsai, 2022).

A papír- és cellulózipar szennyvizei alapvetően a fa előkészítéséből, cellulózgyártásból, fehérítésből és papírkészítésből erednek. A szennyvíz magas szervesanyag- és lebegőanyag-tartalmú, nehezen lebomló vegyületeket, valamint toxikus

komponenseket (pl. adszorbeálható szerves halogéneket) tartalmaz. Fő szennyezői lignin, cellulóz és klórozott vegyületek, melyek magas szilárdanyag-tartalommal és alacsony biológiai lebonthatósággal bírnak; ezért a kezelésük során gyakran alkalmaznak olyan eljárásokat, mint a levegőztetés, koaguláció, flokkuláció és membránfiltráció (Kato és Kansha 2024).

A szennyvíztisztító telepekre beérkező szennyvíz nem csak a lakossági vagy ipari vízhasználatból származik, hanem jelentős hányadát különböző eredetű idegen vizek is képezik. Ezek főként a csatornahálózat sérült vagy repedezett csövein keresztül beszivárgó talajvízből, valamint a hibás bekötések vagy a hálózat szerkezeti hiányosságai miatt bejutó csapadékvízből erednek. A beszivárgás mértékét elsősorban a talajvízszint határozza meg, amely szezonálisan változik, míg a beáramlás döntően a csapadékeseményekhez köthető. Az idegen vizek gyakran a teljes szennyvízmennyiség több mint felét teszik ki, ami hidraulikai túlterhelést okoz, túllépve a tisztítótelepek kapacitását, növelve a költségeket és csökkentve a rendszer hatékonyságát (Bogusławski és mtsai, 2022).

Az Európai Unió Víz Keretirányelve (WFD, 2000) külön hangsúlyt fektet a diffúz szennyezés szabályozására, illetve alapvető feltételként kezeli a szennyvíz- és csapadékvíz-gyűjtő rendszerek megbízható működését. Európában a szennyvíz összegyűjtésére két alapvető rendszer működik: az elválasztott és az egyesített csatornarendszer, valamint ezek módosított változatai. Az elválasztott rendszerben a szennyvíz és a csapadékvíz külön csövezetéken keresztül jut el a szennyvíztisztítótelepre, míg az egyesített rendszerben a szennyvíz és az esővíz egy közös hálózaton keresztül érkezik a központi tisztítóba. Nagyobb csapadékhullások során az egyesített csatornarendszerben a túlfolyó csatornák vezetik el a felesleges és tisztítatlan vízmennyiséget. A klímaváltozás és az urbanizáció következtében az intenzív esőzések egyre gyakoribbá válnak, ami növeli a csatornarendszerek terhelését és a túlfolyások gyakoriságát, amelyek mikrobák, mikroszennyezők, hormonok, gyógyszerek, peszticidek, nehézfémek vagy mikroplasztikok koncentrációját eredményezi (Botturia és mtsai, 2021).

Miután áttekintésre került a szennyvíz fogalma és típusai, most annak „utazása” kerül fókuszba a gyűjtésen át egészen a teljes ártalmatlanításig és esetleges újrafelhasználásig.

3.3. Szennyvízkezelés folyamata és rendszere

3.3.1. A szennyvízgyűjtés és -szállítás

A folyamat első szakaszában a különböző pontokon keletkező szennyvíz biztonságos összegyűjtése a cél, amelyet ezt követően a szennyvíztisztító telepre vagy más kijelölt befogadóhoz juttatnak. A gyűjtőrendszer felépítését csőhálózat, szivattyúállomások és kiegészítő műtárgyak alkotják, amelyek a folyamatos és zavartalan szennyvízszállítást biztosítják. A rendszer részei közé tartoznak többek között a víznyelők, tisztítónyílások, aknák, öblítőtartályok, zsír- és olajfogók, valamint különböző hidraulikai elemek is. A csatornarendszer kialakítása a helyi adottságokhoz igazodik. Gravitációs rendszer esetén enyhén lejtő csövek vezetik el a szennyvizet természetes eséssel a tisztítótelepre, míg kedvezőtlen terepviszonyoknál nyomott rendszert alkalmaznak, ahol átemelőszivattyúk juttatják a szennyvizet magasabb pontra. A nyomott hálózat zárt csövekből és szivattyúegységekből áll, felszínen csupán a tartály fedele, a szelep és a vezérlőpanel látható (Azoma és mtsai, 2024).

A szennyvízhálózatok szakaszos áramlása miatt időnként üledéklerakódás alakul ki, ami hosszabb tartózkodás esetén megszilárdulhat, megváltoztatva a sebesség- és nyíróerő-eloszlást, ezáltal rontva a szállítókapacitást és növelve az ellenállást. A tervezés során két kritériumot kell teljesíteni: magas vízhozam mellett a tervezési elvezetés, alacsony vízhozamnál pedig az üledékmentesség biztosítása. Erre hagyományosan 0,6 m/s minimális áramlási sebességet alkalmaznak, ám mivel az üledék és a terhelés jellemzői környezeti viszonyoktól függően változnak, ma már olyan modelleket dolgoznak ki, amelyek mind a tiszta, mind a lerakódott mederfeltételekre alkalmazhatók (Azamathulla és mtsai, 2012).

A városi csatornahálózatok mikrobiális közösségei alapvetően befolyásolják a szennyvíztisztítás hatékonyságát. A hasznos mikrobák elősegítik a tápanyagok lebontását, míg a kedvezőtlen mikroba közösségek megjelenése (például a fonalas baktériumok túlszaporodása) rontják az iszap ülepedését és a kifolyó víz minőségét, ezzel növelve az üzemeltetési költségeket. Egyes mikrobák csőkorroziót okozhatnak, kórokozóként viselkedhetnek vagy antibiotikum-rezisztencia géneket terjeszthetnek, amelyek a tisztított vízben is megmaradhatnak. Ezért a mikrobiális közösségek változásait különösen hosszú szállítási útvonalak esetén fontos folyamatosan monitoringozni (LaMartina és mtsai, 2021).

3.3.2. A szennyvíz előkezelése és elsődleges tisztítása

A csatornahálózaton keresztül beérkező szennyvíz tényleges tisztítási folyamata ezt követően veszi kezdetét, amely négy fő szakaszra tagolható: előkezelésre, elsődleges,

másodlagos és harmadlagos tisztítási fokozatra. A szennyvíztisztítás elsődleges szakaszában a nagyobb méretű szilárd anyagok (pl. papír, műanyag, egyéb idegen tárgyak) mechanikai rácson történő eltávolítása valósul meg, amelyek a későbbi berendezésekben üzemzavarokat okozhatnak. Ezt követi a homok- és iszapfogás, amelynek célja a szemcsés anyagok (homok, kavics, iszap) eltávolítása, mivel jelenlétük jelentős műszaki problémákat idézhet elő, többek között szivattyúelzáródást. A rácson fennakadt anyagok potenciális kockázatot jelentenek, ezért elengedhetetlen azok biztonságos ártalmatlanítása, amely történhet például előzetes égetéssel, majd ezt követő deponálással, illetve földdel fedett árkokban történő elhelyezéssel (Naidoo és Olaniran, 2014).

A rácson lánchajtású, szalagos vagy dobos kialakításban alkalmazhatók a nagyobb szilárd anyagok visszatartására. A durvarácsok 60°-os szögben elhelyezett fémrudai csökkentik az áramlási ellenállást és az energiaigényt. A homokfogók 0,15-0,20 mm szemcseméretű, kb. 2,65 sűrűségű ásványi részecskék kiülepítésére szolgálnak, ülepedési sebességük mintegy 1,3 cm/s. Leggyakoribb típusaik a vízszintes átfolyású, levegőztetett és vortex rendszerek. Az előkezelés eltávolítási hatékonysága alacsony (2-7%), mivel főként a nagyobb darabos és szerves anyagok kiszűrésére irányul, de így is csökkenti a szerves terhelés mintegy egynegyedét (Fernandes és mtsai, 2024).

2.ábra: Az Érdi szennyvíztisztító telep fizikai előkezelő egysége és rácsszemét-gyűjtő konténerei a fogadóépületnél.

(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



Az előkezelési műveleteket az elsődleges tisztítás követi, amelynek alapvető célja a szennyvízben jelen lévő ülepedő szilárd anyagok, olajok, zsírok, homok és egyéb apró szemcsés szennyeződések eltávolítása. A tisztítás alapvetően mechanikai technológiára (például rácsozásra, szűrésre és ülepítésre) épül, amely szükség esetén kémiai koagulációval egészíthető ki. Ennek eredményeként a szennyvíz szilárd és folyékony fázisai elválnak, így a lebegő és felúszó anyagok is könnyedén eltávolíthatók (Naidoo és Olaniran, 2014).

Az ülepítés, a koaguláció és a flotálás képezik a folyamat során alkalmazott három fő fizikai-kémiai eljárást. Az ülepítés a gravitációs erő hatására zajlik, célja a homok, a lebegő szilárd anyagok, a koaguláció során keletkező flokkok és az eleveniszapos rendszerekben képződő biológiai flokkok eltávolítása. Három fő típusát különböztetjük meg: a hosszanti átfolyású, lemezes ülepítő rendszereket és a szilárdanyag-kapcsolt derítőket. A koaguláció során a hozzáadott koagulánsok hatására a kolloid részecskék destabilizálódnak, összetapadnak és flokkokat képeznek, amelyek magukba zárják a lebegő szennyező anyagokat, majd kiülepedésükkel eltávolíthatók a vízből. A leggyakrabban használt koagulánsok közé tartozik a vas(III)-szulfát, a klórozott réz és a vas(III)-klorid, legelterjedtebb azonban a timsó (alumínium-szulfát). Ezzel szemben a flotálás során a finom lebegő szilárd és folyékony szennyeződésekhez levegőztetés útján levegőbuborékok tapadnak, növelve azok felhajtóerejét, így a részecskék a víz felszínére emelkedve hatékonyan eltávolíthatók. Ezt a módszert elsősorban a lebegő anyagok eltávolítására és a biológiai iszap sűrítésére alkalmazzák, több változata ismert: nyomás alatti levegőztetéses, levegőbefúvásos, vákuumos és kémiai adalékanyagokkal kombinált megoldások. E három folyamat kombinációja biztosítja az elsődleges tisztítás során a szilárdanyag-terhelés jelentős csökkentését, és előkészíti a szennyvizet a másodlagos biológiai tisztítás számára (Prabu és mtsai, 2011).

3.3.3. A szennyvíz másodlagos tisztítása

A másodlagos szennyvíztisztítás biológiai folyamatokon alapul, melyek célja a szerves anyag lebontása és a szilárdanyag-tartalom csökkentése. Két fő típusa ismert: a lebegő növekedésű rendszerek (pl. eleveniszap), ahol a mikroorganizmusok a vízben szuszpendálva bontják a szennyező anyagokat, valamint a rögzített növekedésű rendszerek (pl. csepegtetőszűrők, bitorony rendszerek, forgótárcsás biológiai kontaktorok), ahol a mikroorganizmusok felülethez tapadva végzik a lebontást. Műszaki kialakítás szerint a

másodlagos rendszerek lehetnek fixfilmes, eleveniszapos, illetve csepegtetőtestes típusúak. A rögzített rendszerek általában hatékonyabbak, kisebb iszaphozamot és alacsonyabb üzemeltetési költséget eredményeznek (Fernandes és mtsai, 2024).

Az eleveniszapos eljárás a másodlagos szennyvíztisztítás egyik legelterjedtebb módszere, amely biológiai reaktorból, másodlagos üleptőből és recirkulációs rendszerből áll. A lebegő mikroorganizmusokat levegőztetéssel tartják aerob körülmények között, így hatékonyan bontják a szerves anyagokat. Az üleptés során a keletkező iszap egy része eltávolításra kerül, míg másik részét visszavezetik a rendszerbe, biztosítva ezzel a folyamat stabil működését. Az eleveniszapos rendszerekben a biológiai aktivitás fenntartásához elengedhetetlen a megfelelő oxigénellátás, amelyet diffúzorokkal vagy mechanikai levegőztetőkkel biztosítják. A reaktorkialakítás lehet folyamatosan kevert tartályreaktor vagy plug flow rendszer. Az új típusú szennyezőanyagok, például gyógyszermaradványok és kozmetikai termékek hatékony eltávolítása érdekében az eleveniszapos technológia továbbfejlesztett változatai egyre nagyobb térhódítást nyernek, amelyek közé tartoznak a szakaszos üzemű reaktorok (SBR) és a membrán bioreaktorok (MBR). Az SBR rendszereknél a levegőztetés, üleptés és vízelvétel egyetlen tartályban, ciklikusan zajlik, így kompakt és rugalmas megoldást nyújtanak kis kapacitású telepeken, valamint alkalmasak nehezen bontható szennyezők kezelésére is. A membrán bioreaktor (MBR) az eleveniszapos technológiát membránszűréssel ötvözi, lehetővé téve a szerves anyagok, tápanyagok és mikroszennyezők eltávolítását, beleértve a gyógyszermaradványokat és kozmetikai szennyezőket akár 90-95%-os hatékonysággal. A technológia legfőbb előnye, hogy az SRT (iszapvisszatartási idő) és a HRT (hidraulikus tartózkodási idő) függetlenül szabályozható, így a mikroorganizmusok „életideje” és a szennyvíz tartózkodási ideje külön-külön optimalizálható, ami magas biomassza-koncentráció mellett is stabil és hatékony tisztítást biztosít. Hátrányát a membránok eltömődése jelenti, ami fokozott karbantartási igényt von maga után (Riffat, 2013).

3. ábra: Az Érdi szennyvíztisztító telep eleveniszapos biológiai reaktora, ahol váltakozó oxigénellátottságú zónákban történik a tápanyagok eltávolítása.

(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



A biofilm alapú rendszerek a mikroorganizmusok felületi megtapadását hasznosítják, lehetővé téve a hagyományos anaerob-aerob technológiák korlátainak áthidalását. A forgótárcsás biológiai kontaktor (RBC) energiahatékonyan biztosít stabil aerob környezetet, míg membrános változata (MBRC) a szűrés révén csökkenti a membráneltömődés kockázatát. A mozgó hordozós biofilmreaktor (MBBR) ötvözi az eleveniszapos és fixfilmes rendszerek előnyeit, kis helyigényű és rugalmas megoldást kínál nagy szennyezőanyag-terhelésű vizek kezelésére. Bár a másodlagos biológiai tisztítás hatékony a szerves anyagok eltávolításában, számos technikai és gazdasági korlát (például magas energiaigény, iszaptermelés vagy költséges üzemeltetés) nehezíti alkalmazását. Emiatt egyre nagyobb hangsúlyt kapnak a harmadlagos tisztítási eljárások és az innovatív technológiai fejlesztések, amelyek hatékonyabb megoldást kínálnak az új típusú szennyezők eltávolítására (Fernandes és mtsai, 2024).

3.3.4. A szennyvíz harmadlagos tisztítása

A másodlagos tisztítást követően a szennyvízben tehát még visszamaradhatnak szerves tápanyagok (különösen nitrogén- és foszforvegyületek), mikroorganizmusok és különféle, környezetre veszélyes szennyezőanyagok. Ezek jelenléte jelentősen

befolyásolhatja a tisztított víz befogadókra gyakorolt környezeti hatását, illetve korlátozhatja az újrahasznosítás lehetőségét, ezért további szigorú minőségi követelményeknek kell megfelelni. A harmadlagos tisztítási eljárásokat ezen célból fejlesztették ki: ezek alkalmazásával eltávolíthatók a maradék szervesanyagok, patogén mikroorganizmusok, illetve a mikroszennyezők (Zagklis és Bampos, 2022).

A harmadlagos szennyvíztisztítás legelterjedtebb technológiái közé tartozik a klórozás, az UV-besugárzás, a membránszűrés, a mesterséges vizes élőhelyek, a mikroalgás rendszerek, valamint az ózonos és foto-Fenton eljárások. A klórozás költséghatékony és alacsony energiaigényű fertőtlenítési módszer, amely hatékonyan csökkenti a mikrobiológiai terhelést, ugyanakkor klórozott melléktermékeket eredményezhet, és nem befolyásolja a tápanyagtartalmat. Az UV-alapú technológiák, különösen oxidációs folyamatokkal (pl. H_2O_2 , ózon) kombinálva, eltávolítják a gyógyszermaradványokat és egyéb mikroszennyezőket, bár alkalmazásuk magasabb üzemeltetési költséggel jár. A membránszűrési eljárások, mint a mikroszűrés (MF), ultrafiltráció (UF), nanofiltráció (NF) és reverz ozmózis (RO), pórusméretük alapján széles szennyezőspektrumot képesek visszatartani, és kombinált rendszerekben különösen hatékonyak a mikroszennyezők, gyógyszermaradványok és antibiotikum-rezisztens mikroorganizmusok eltávolításában. Ugyanakkor energia- és költségigényük jelentős, ami alkalmazhatóságukat korlátozhatja (Zagklis és Bampos, 2022).

4.ábra: Az Érdi szennyvíztisztító telep végátemelője és klórozó medencéje, ahonnan a kezelt szennyvíz a Hosszúréti-patakba, mint befogadóba kerül.

(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



A mesterséges vizes élőhelyek ember által tervezett rendszerek, amelyek a természetes vizes ökoszisztémák működését utánóztatva biztosítják a szennyvíz környezetbarát tisztítását. Működésük fizikai, kémiai és biológiai folyamatokra épül, és hatékonyan távolítják el a szerves anyagokat, tápanyagokat, nehézfémeket, gyógyszermaradványokat és patogéneket. Két alapvető típusuk a szabadvíz-felületű és a talajszint alatti áramlású rendszer, amelyek levegőztetéssel vagy mikrobiális aktivitás fokozásával tovább fejleszthetők. Hatékonyságukat a vízmélység, a hidraulikai terhelés, a tartózkodási idő és az üzemeltetés módja határozza meg. A növényzet, amely elsősorban nád (*Phragmites*), gyékény (*Typha*), zsióka (*Scirpus*), sás (*Juncus*) és írisz (*Iris*) fajokból tevődik össze, kulcsszerepet játszik a tápanyagok és szennyezőanyagok eltávolításában. Az aljzat (pl. homok, kavics, zeolit, mészkő, salak, pernye, aktív szén) szintén fontos, mivel elősegíti a szűrést, az adszorpciót és a mikrobiális aktivitást (Wu és mtsai, 2015).

A mikroalgás szennyvíztisztítás fenntartható biotechnológiai megoldás ipari, mezőgazdasági és kommunális szennyvizek kezelésére. A mikroalgák nitrogént és foszfort kötnek meg, lebontják a szerves szennyezőket, és fotoszintézissel oxigént termelnek, csökkentve a levegőztetés energiaigényét. Sok faj képes extrém körülmények között is hatékonyan működni, ami rugalmasságot biztosít a technológia számára. Két fő rendszerük a lebegő (nyílt tavak, fotobioreaktorok) és az immobilizált (biofilmes, hordozós) megoldás. Az előbbiek nagy tápanyageltávolítást, utóbbiak stabilabb üzemelést és könnyebb biomasszakezelést kínálnak. Az algabiomassza bioüzemanyagként, takarmányként, biotrágyaként és ipari alapanyagként (pl. pigmentek, antioxidánsok, bioplasztikok) hasznosítható, egyes fajok pedig értékes vegyületeket termelnek biotechnológiai és kozmetikai célokra (Wollmann és mtsai, 2019).

A fotokatalitikus ózonálás a fejlett oxidációs eljárások egyik hatékony módszere, amely az ózonálást és a fotokatalízist (jellemzően TiO_2 alkalmazásával) kombinálja a vízben lévő szerves szennyezők lebontására. A fény hatására keletkező reaktív gyökök és az ózon szinergikus kölcsönhatása gyors és nem szelektív oxidációt eredményez, lehetővé téve perzisztens szennyezők (például gyógyszermaradványok, peszticidek és aromás vegyületek) hatékony mineralizálását. A módszer az önálló ózonálással szemben szélesebb szennyezőkörre hat, kevesebb ózont igényel és gazdaságosabb működést biztosít. Hatékonyságát a szennyezőanyag-koncentráció, az ózondózis, a fotokatalizátor jellemzői, a pH, a fény intenzitása és a hőmérséklet befolyásolja, optimális eredmények savas vagy semleges közegben érhetők el (Mehrjouei és mtsai, 2015).

A Photo-Fenton eljárás egy fejlett oxidációs technika, amely vas (II)-ionok, hidrogén-peroxid és fény (nap- vagy UV-fény) együttes hatásával bontja le a szerves szennyezőket. A folyamat során keletkező hidroxilgyökök gyorsan oxidálják a szennyező anyagokat, végül ártalmatlan termékekké alakítva azokat. A fény elősegíti a vas (III)-ionok vas(II)-vé történő regenerálódását, így a reakció folyamatosan fenntartható. Az ózonos eljárásokhoz képest a Photo-Fenton reakció több hidroxilgyököt termel, ezért nagyobb lebontási és mineralizációs hatékonyságot biztosít, különösen perzisztens szennyezők esetében. Napfény alkalmazásával energia- és költséghatékony alternatívát kínál az ózonalapú technológiákkal szemben (Gutierrez-Mata és mtsai, 2017).

3.3.5. A kezelt szennyvíz elhelyezése

A szennyvíz technológiai folyamatának végén, az előkezelési, elsődleges, másodlagos és harmadlagos tisztítási szakaszok eredményeit követően, a tisztított szennyvíz további sorsa az elhelyezési módok alkalmazásától függ.

A kezelt szennyvíz elhelyezésére többféle lehetőség kínálkozik, amelyek megválasztását elsősorban az adott térség szabályozási előírásai, környezeti adottságai és a tisztítási technológia hatékonysága befolyásolja. A leggyakrabban alkalmazott módszerek közé tartozik a felszíni vizekbe történő bevezetés, a talajra való kijuttatás, a nem ivóvíz célú újrahasznosítás, a talajvíz-utánpótlás, valamint a párologtató tavak használata. A felszíni vizekbe (folyókba, tavakba vagy tengerekbe) történő bevezetés elsősorban a közműves szennyvíztisztítóknál alkalmazott módszer, amely viszonylag egyszerűen megvalósítható, ugyanakkor a szigorú kibocsátási határértékek betartása és az ökoszisztémák védelme érdekében folyamatos ellenőrzést igényel. A tápanyagban gazdag szennyvíz alkalmas mezőgazdasági öntözésre, illetve talajvíz utánpótlására. Ehhez megfelelő terület és folyamatos monitoring szükséges a talaj/vízbázis védelme érdekében, különösen a tápanyag- és patogénterhelés miatt. A nem ivóvíz célú újrahasznosítás, mint az ipari felhasználás, a parkok öntözése vagy a WC-öblítés, hozzájárul a természetes édesvízkészletek megőrzéséhez. Ehhez azonban külön infrastruktúra, például elkülönített vezetékrendszer, valamint magas színvonalú technológiai megoldások szükségesek. A talajvíz-utánpótlás során az utókezelt szennyvíz visszajuttatása az akviferekbe, azaz a természetes vízáadó rétegekbe elősegíti a vízbázis fenntarthatóságát, ugyanakkor a megvalósítás szigorú szabályozási előírásokhoz és folyamatos monitoring betartásához kötött. A párologtató tavak alkalmazásával a szennyvíz víztartalma hatékonyan elpárologtatható, ami lényegesen csökkenti a folyékony hulladék térfogatát, így a visszamaradó szilárd anyag kezelése

egyszerűbbé válik. Ez a technológia különösen alkalmas olyan száraz vagy vízhiányos régiókban, ahol a közvetlen vízkibocsátás nem megvalósítható, továbbá alacsony költséggel jár és hozzájárul a környezeti terhelés mérsékléséhez (Etsuyankpa és mtsai, 2024).

A különböző elhelyezési módszerek közös jellemzője, hogy a fenntartható vízgazdálkodás biztosítása érdekében elengedhetetlen a környezeti és egészségügyi kockázatok minimalizálása, valamint a folyamatos ellenőrzés és szabályozás betartása.

3.4. Szennyezőanyagok a szennyvízben és a szennyvíziszapban

A szennyvíztisztítás egyes lépései integrált módon, a megfelelő technológiai és környezeti feltételek mellett biztosítják, hogy a kezelt szennyvíz maradéktalanul megfeleljen a befogadókba történő kibocsátás követelményeinek. Ugyanakkor nem zárható ki annak lehetősége, hogy elégtelen vagy nem szakszerű kezelés során bizonyos szennyező komponensek visszakerülhetnek a környezetbe. Emiatt a szennyvíz tisztítására vonatkozó határértékek betartása mellett indokolt a különböző szennyezőanyagok szinergikus, együttes hatásainak részletes vizsgálata és értékelése is.

A következőkben a szennyvíz és a szennyvíziszap legfontosabb szennyező anyagai, azok forrásai, hatásai, valamint a lehetséges kezelési technológiák kerülnek összefoglalásra és részletezésre.

A szennyvízben található leggyakoribb szennyezők közé tartoznak a tápanyagok (főként nitrogén és foszfor), nehézfémek, szénhidrogének, kórokozó mikroorganizmusok, szerves anyagok és az endokrin rendszert megzavaró vegyületek (endokrin diszruptorok) (Akpor és mtsai, 2024).

A nitrogén és a foszfor alapvető biogén elemek, amelyek kulcsszerepet játszanak a sejtek működésében: a nitrogén a fehérjék és nukleinsavak építőeleme, míg a foszfor a DNS szerkezetében és az energiatermelésben (ATP) nélkülözhetetlen. A szennyvizekben a nitrogén ammónia, nitrát és szerves formákban (pl. aminok) fordul elő, főként a fehérjék lebomlásából és az emberi anyagcseréből, míg a foszfor főként detergensből, élelmiszerekből és metabolitokból származik. Túlzott mennyiségük a vizek eutrofizációjához vezet, ami algásodást, oxigénhiányt és ökológiai károsodást okoz már 0,02 mg/l foszforkoncentráció felett. A tápanyagterhelés csökkentése érdekében a nitrogén visszanyerése ioncserélő, adszorpciós, bioelektrokémiai és membrános technológiákkal, míg a foszforé kicsapásos, membrános, biológiai és adszorpciós eljárásokkal valósítható meg, akár 70-97%-os hatékonysággal (Sengupta és mtasi, 2015).

Az ipari szennyvizek jelentős mennyiségben tartalmazhatnak nehézfémeket, amelyek típusa és koncentrációja szorosan összefügg az adott iparág tevékenységével. A fémfeldolgozás és galvanizálás során főként króm, nikkel és ólom, a bányászatban arzén, kadmium és higany, míg a vegyiparban és akkumulátorgyártásban ólom, nikkel és kadmium jelenik meg. A bőr- és textilipar jellemzően krómmal, az elektrokémiai folyamatok és újrahasznosítás nikkellel és kadmiummal szennyezhetik a szennyvizeket. A nehézfémek perzisztensek és bioakkumulatívak; közülük az esszenciális elemek (pl. Fe, Cu, Zn) túlzott mennyiségben sejtmelegként, míg a nem esszenciálisak (pl. Pb, Cd, Hg) már kis koncentrációban is neurotoxikus és karcinogén hatásúak (Oladimeji és mtasi, 2024).

Az arzén az ipari szennyvizek egyik kiemelten toxikus, bioakkumulációra hajlamos szennyezője, amely elsősorban két stabil, anorganikus formában (As(III) és As(V)) fordul elő. Már 10 µg/L koncentráció felett súlyos egészségkárosodásokat, például daganatos megbetegedéseket, kardiovaszkuláris problémákat és fejlődési rendellenességeket okozhat, mivel fokozza a reaktív oxigénfajok (ROS) képződését és DNS-károsodást idéz elő. Eltávolítására ioncserés, adszorpciós és membránszűrési technológiák alkalmazhatók (Oladimeji és mtasi, 2024).

A hatvegyértékű króm (Cr VI) a króm egyik rendkívül toxikus, vízdékony formája, amely főként ipari tevékenységek (galvanizálás, bőr- és festékgyártás, bányászat) során kerül a környezetbe. A króm két fő formája közül a Cr VI karcinogén és mutagén, míg a Cr III esszenciális nyomelem. A Cr VI már mikrogramm/l szinten is súlyos egészségkárosodást okozhat DNS-mutációk és oxidatív stressz révén. Eltávolítására elektrokémiai, adszorpciós, biológiai, membrános és fotokatalitikus technológiák alkalmazhatók, amelyek közül a kombinált (például elektrokémiai-biológiai) rendszerek bizonyulnak a leghatékonyabbnak (GracePavithra és mtsai, 2019).

Az ólom ipari szennyvizekben főként a festék-, peszticid-, akkumulátor-, bányászati és kohászati tevékenységekből, valamint olvasztóüzemekből származik. Magas toxicitása miatt súlyos egészségkárosodást (neurológiai zavarok, vesekárosodás, májbetegségek, fejlődési rendellenességek) okozhat, ezért eltávolítása kiemelten fontos. A leghatékonyabb és leghatékonyabb módszer az adszorpció, különösen bio- és hulladék alapú adszorbensek alkalmazásával, amelyekkel 85-100%-os eltávolítás érhető el. Hatékonyságát olyan tényezők befolyásolják, mint a pH, a kezdeti koncentráció, a kontaktidő, az adszorbens adagja és szemcsemérete. Bár elektrokémiai eljárások, ioncsere és membrántechnológiák is magas eltávolítási arányt biztosítanak, költségük korlátozó tényező lehet (Kulkarni, 2016).

A szennyvíztisztító telepek alapvető szerepet töltenek be a higanyvízszennyezés mérséklésében, mivel korábban a higany döntően a tisztítatlan szennyvizek révén jutott a felszíni vizekbe. A jelenlegi szabályozások szigorúan korlátozzák a teljes higany megengedett koncentrációját (EU: 70 ng/L). A higany több mint 95%-a a keletkező szennyvíziszapban koncentrálódik (0,4-7 mg/kg), ami potenciális kockázatot jelent, mivel sok országban az iszapot mezőgazdasági célokra használják. A metilhigany kisebb mennyiségben van jelen (nyers szennyvíz: 0,4-7,5 ng/L; tisztított: ≤ 2 ng/L), eltávolítása kevésbé hatékony, és bioakkumulációja miatt kiemelt toxikológiai kockázatot jelent (Suess és mtsai, 2020).

A kadmium (Cd) rendkívül mérgező nehézfém, amely főként ipari tevékenységek (például akkumulátor- és fémgyártás, műtrágya-előállítás, bányászat) során jut a környezetbe. Vízdékony Cd^{2+} formában könnyen terjed, szennyezi a talajt és a vizeket, valamint felhalmozódik a táplálékláncban. Hosszú távú expozíciója súlyos egészségkárosodást, többek között vesekárosodást, csontelváltozásokat és daganatos megbetegedéseket okoz. Eltávolítására csapadékképzés, ioncsere, elektrokoaguláció, adszorpció és membrántechnológiák alkalmazhatók, azonban a legújabb kutatások a bioszorbensek és nanokompozitok hatékonyságát hangsúlyozzák (Mashhadikhan és mtsai, 2022).

A nehézfémek közül a réz (Cu) és a cink (Zn) esszenciális mikroelemek, kis mennyiségben nélkülözhetetlenek az élő szervezetek számára, ugyanakkor túlzott koncentrációban toxikusak. A réz szennyvízbe kerülésének fő forrásai közé tartoznak az ipari folyamatok, a bányászati tevékenységek, a gombaölő szerek használata, a bőripari feldolgozás, valamint a járművek fék- és alkatrészkopása. Bár létfontosságú nyomelem, 2000 $\mu\text{g/L}$ felett toxikus, idegrendszeri, máj- és vesekárosodást okozhat. Eltávolítására hatékony módszerek a koaguláció, flokkuláció, ultrafiltráció, forward ozmózis, valamint a zeolit- és polimeralapú szűrési technológiák (Ayach és mtsai, 2024).

A cink elsősorban a galvanizálási és fémfelület-kezelési folyamatokból, a papír- és cellulóziparból, valamint az akkumulátoriparból kerül a környezetbe. Egészségügyi kockázatai közé tartozik a veseelégtelenség, a tüdőfibrózis, a daganatos megbetegedések kialakulása, valamint a vérszegénység. Eltávolítására különböző vízkezelési technológiák alkalmazhatók, többek között a forward ozmózis savas bányavizekben, a reverz ozmózis bányászati szennyvizekben, illetve az elektrodialízis (Ayach és mtsai, 2024).

A nikkell antropogén forrásai közé tartozik a galvanizáló ipar, a nyomdai és festékipari folyamatok, valamint a gyógyszer- és kohászati ipar. Egészségkárosító hatásai közül a

bőrirritáció, az asztma, a kötőhártya-gyulladás és a daganatos megbetegedések emelhetők ki. Eltávolítására hatékony módszer a koaguláció/flokkuláció, a reverz ozmózis, az elektrodialízis, valamint szintetikus zeolitok és fém-só alapú adszorbensek (Ayach és mtsai, 2024).

Az endokrin rendszer hormonokat termelő mirigyek hálózata, amely a szervezet anyagcseréjét, növekedését, reprodukcióját és fejlődését szabályozza. Az endokrin rendszert zavaró vegyületek (EDC-k) természetes vagy szintetikus anyagok, amelyek befolyásolják a hormonok termelését, működését vagy receptorait. Szennyvizekben fitoösztrogének, hormonmaradványok, gyógyszerek, peszticidek és ipari vegyületek formájában fordulnak elő, koncentrációjuk már ng/L szinten is káros lehet. Egészségügyi hatásaik közé tartoznak a reprodukzív és pajzsmirigy-rendellenességek, daganatok és neurodegeneratív betegségek. Eltávolításukra fejlett oxidációs, membrán- és biológiai technológiák alkalmazhatók, mivel a hagyományos tisztítási módszerek hatékonysága korlátozott (Kasonga és mtsai, 2021).

A szennyvízben előforduló patogén mikroorganizmusok, köztük baktériumok (*Salmonella spp.*, *E. coli*, *Shigella spp.*, *Vibrio cholerae*), gombák (*Candida*, *Aspergillus*), vírusok (pl. SARS-CoV-2, adenovírusok, norovírusok) és protozoák (*Cryptosporidium*, *Giardia*), az endokrin rendszert zavaró vegyületekhez hasonlóan közvetlenül károsítják az emberi egészséget és a vízi ökoszisztémákat. Ezek a kórokozók gasztrointesztinális, légúti, véráram- és szisztémás fertőzéseket, valamint krónikus és akut megbetegedéseket okozhatnak. A SARS-CoV-2 jelenléte rámutatott a szennyvízalapú epidemiológiai monitorozás fontosságára. A patogének eltávolítása integrált, többfokozatú kezelést igényel: a membrán bioreaktorok, ultrafiltráció és UV-besugárzás hatékonyan növelik a mikrobiológiai biztonságot, míg a kombinált biológiai és fiziko-kémiai fertőtlenítési rendszerek biztosítják a legnagyobb inaktiválási hatékonyságot (Yuan és Pian, 2023).

A szennyezőanyagok áttekintését követően a dolgozat a továbbiakban a fő vizsgált komponens, a szénhidrogének részletes bemutatására összpontosít.

3.5. Szénhidrogén-szennyezők a szennyvizekben

A szennyvíz szénhidrogén szennyezése ipari, kommunális és természetes eredetű forrásokból származhat. Az ipari kibocsátások főként a petrokémiai és kőolaj-finomító üzemekből erednek, ahol technológiai folyamatok során olaj, kőolajszármazékok és savmaradék kerülhet a szennyvízbe. A kitermeléskor keletkező fúrólé és termelési víz magas olajtartalmú (5-12%, esetenként >20%), mikrométeres olajcseppeket és oldott

szénhidrogéneket tartalmaz. A fémiparban, különösen a járműgyártásban és a fémmegmunkálásban, olaj-víz emulziók jönnek létre a hűtő- és kenőolajok felhasználása során. További szénhidrogén források lehetnek a kokszolóművek, a közlekedési szivárgások, valamint a hőcserélők meghibásodásai. Kommunális szinten az olajos szennyezés főként ételkészítésből, tisztításból és az utakról lemosódó olajmaradványokból származik. A háztartási szennyvizek olaj- és zsírtartalma általában 10-50 mg/L. Természetes forrásként egyes növények, például fenyők és más olajtermelő fajok említhetők (Kundu és Mishra, 2018).

Az olaj-víz keverékben az olaj négy fő formában fordul elő: szabad olaj, diszpergált olaj, emulgeált olaj és oldott olaj. A szabad olaj ($>150\ \mu\text{m}$) úszó réteggé vagy nagy cseppek formájában jelenik meg, amelyet fizikai eltávolítással és adszorpciós tartályokkal lehet kezelni. A diszpergált olaj 20-150 μm -es cseppek formájában keveredik a vízzel mechanikai hatások következtében. Az emulgeált olaj cseppeinek mérete $<20\ \mu\text{m}$, míg az oldott olaj ($<5\ \mu\text{m}$) oldószerekkel kivonható fenolos vagy vágóolaj típusú komponenseket tartalmaz (Kundu és Mishra, 2018).

A kőolaj eredetű szénhidrogének a szennyvizek egyik legjelentősebb és legveszélyesebb szennyezőanyag-csoportját alkotják. Ezek a vegyületek nemcsak fizikai-kémiai tulajdonságaik miatt jelentenek kihívást a környezetvédelmi kezelésben, hanem toxicitásuk, mutagenitásuk és karcinogenitásuk következtében az emberi egészségre és az ökoszisztémákra is komoly veszélyt jelentenek. A szénhidrogének szerkezetük és környezeti viselkedésük alapján több fő csoportra oszthatók, ezek az alifás szénhidrogének, aromás szénhidrogének és BTEX vegyületek, policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok), nehéz szénhidrogének és speciális frakciók, valamint egyéb keverékek (Mohammadi és mtsai, 2020).

Az alifás szénhidrogének közé tartoznak a normál és elágazó láncú alkánok (pl. pentán, hexán, heptán, oktán), valamint a paraffinok. Ezekre vegyületekre a hidrofób jelleg és a vízben való rossz oldhatóság jellemző, ami elősegíti akkumulációjukat az üledékekben és a biológiai membránokban. A könnyebb frakciók (propán, bután, pentán) viszonylag gyorsan eltávoznak a környezetből párolgás révén, míg a nagyobb molekulatömegű alkánok tartósabban fennmaradnak (Mohammadi és mtsai, 2020).

A BTEX vegyületek (benzol, toluol, etil-benzol, xilolok) zárt, hat szénatomos gyűrűs szerkezetük ellenére stabil és vízdékony aromás szénhidrogének. Ipari szennyvizek,

olajkiömlések és csőszivárgások révén kerülnek a felszíni és felszín alatti vizekbe, főként petrolkémiai üzemekből, olajmezők termelt vizeiből és veszélyes hulladékokból. Akut expozíciójuk idegrendszeri, máj- és vesekárosodást, míg tartós jelenlétük irritációt, légúti és neurotoxikus tüneteket okoz. Gyakori együttes előfordulásuk miatt toxicitásuk összeadódik (Fayemiwo és mtsai, 2017).

A WHO által ivóvízre meghatározott határértékek szerint a megengedett maximális BTEX koncentrációk a következők: benzol esetében 10 µg/L, toluolnál 700 µg/L, etilbenzolnál 300 µg/L, míg xilolnál 500 µg/L (Mohammadi és mtsai, 2020).

A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) két vagy több kondenzált benzolgyűrűből álló komplex vegyületek, amelyek kizárólag szén- és hidrogénatomokat tartalmaznak. Strukturális jellemzőik alapján megkülönböztethetők „könnyű” PAH-ok (≤ 4 gyűrű) és „nehéz” PAH-ok (>4 gyűrű), amelyek között az utóbbiak nagyobb molekuláris stabilitással és hidrofób jelleggel rendelkeznek, ezáltal fokozott környezeti perzisztenciát és toxicitást mutatnak. Emberekben az expozíció akut panaszokat, például szem- és bőrirritációt, valamint emésztőrendszeri tüneteket okozhat. Egyes vegyületek, mint a benzo(a)pirén, az antracén és a naftalin, közvetlen bőrirritáló és allergizáló hatásúak. Hosszú távú, munkahelyi vagy környezeti kitettség összefüggésbe hozható különböző daganatok (bőr-, tüdő-, hólyag- és emésztőrendszeri rákok) kialakulásával, továbbá előidézhethet DNS-károsodást, génmutációkat és növelheti a szív- és légzőszervi halálozás kockázatát. A Nemzetközi Rákkutató Ügynökség (IARC) hét PAH-vegyületet (benz(a)antracént, benzo(a)pirént, benzo(b)fluorantént, benzo(k)fluorantént, krizént, dibenz(ah)antracént és indeno(1,2,3-cd)pirént) sorolt a valószínű emberi karcinogének közé (Lawal, 2017).

A policiklusos aromás szénhidrogének környezeti terheléséért elsősorban emberi tevékenységek felelősek, amelyek négy fő kategóriába sorolhatók. Az ipari kibocsátások (finomítók, hulladékégetők, kohászat, aszfaltgyártás) magas hőmérsékleten jelentős PAH-koncentrációt eredményeznek. A mobil források közé tartoznak a közúti, vasúti, vízi és légi járművek kipufogógázai. A háztartási eredetű emissziók főként szilárd tüzelésből, hulladékégetésből és kerti berendezések használatából származnak, míg a mezőgazdaságban a biomassza- és melléktermék-égetés a meghatározó. Ezek a kibocsátások a levegőbe kerülve száraz és nedves ülepedéssel jutnak a talajba és a vizekbe. A természetes források (vulkánkitörések, erdőtüzek, villámtevékenység) hozzájárulása ezzel szemben elhanyagolható (Patel és mtsai, 2020).

A gyakorlatban a szennyező szénhidrogéneket nem különálló vegyületcsoportonként vizsgálják, hanem összesítve, amelynek meghatározására a teljes szénhidrogén-tartalom elemzését alkalmazzák.

Az összes ásványolaj eredetű szénhidrogén (TPH-*Total Petroleum Hydrocarbons*) kifejezés a környezeti mintavételek során használt analitikai kategória, amely a mérhető, kőolaj eredetű szénhidrogének össz mennyiségét jelöli. A TPH pontos meghatározása az alkalmazott analitikai módszertől függ, mivel az a vizsgált közegből kinyerhető és kimutatható szénhidrogének teljes koncentrációját tükrözi. A TPH több száz, szerkezetében és méretében eltérő vegyület keverékét foglalja magába, amelyek között megtalálhatók az alifás szénhidrogének (pl. hexán, benzin, kerozin, ásványi olajok), az aromás vegyületek (BTEX, nagyobb molekulatömegű kenőanyagok, zsírok, valamint policiklusos aromás szénhidrogének - PAH-ok), illetve egyéb kőolaj-származékok. E vegyületek jelentős része ellenálló a természetes lebomlási folyamatokkal szemben, így hosszabb távon is fennmaradhat a környezetben. TPH meghatározása azért célszerű, mert együttesen lefedi az illékony ásványolaj-eredetű szénhidrogének (VPH) és az extrahálható ásványolaj-eredetű szénhidrogének (EPH) csoportját, ezáltal a C5-C35 szénatomszám tartományba eső szénhidrogének teljes spektrumát jellemzi. A TPH-elemzések elsősorban a kőolaj-szennyezés mértékének számszerűsítésére szolgálnak, és segítenek annak megállapításában, hogy jelen van-e a környezetben benzin-, dízel- vagy egyéb olajfrakció (Kuppusamy és mtsai, 2020).

A TPH-szennyezés világszerte súlyos környezeti problémát jelent, amely mind a szárazföldi, mind a vízi ökoszisztémákat érinti. Toxicitásuk a molekulatömeg és a biológiai hozzáférhetőség növekedésével fokozódik, így a nagyobb molekulák különösen veszélyesek. A talajban a TPH gátolja a mikrobiális aktivitást, a nitrifikációt és a növények csírázását, valamint károsítja a talajfaunát. A policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-ok) mutagén és karcinogén hatásúak a DNS-sel való kölcsönhatásuk révén. A vízi rendszerekben a szénhidrogén-szennyezés felborítja a mikrobiális közösségek egyensúlyát, csökkentve a lebontókapacitást, és károsítja a makrofitákat, mangrove erdőket és tengerifüvezőket. A korallak különösen érzékenyek, regenerációjuk lassú, így a szennyezés hatásai évtizedekig fennmaradnak. A kőolajszármazékok bioakkumulációja a táplálékláncban halak, madarak és tengeri emlősök szervezetébe jut, ahol immunrendszeri károsodást, növekedési rendellenességeket és fokozott mortalitást okoz (Kuppusamy és mtsai, 2020).

A szennyvíztisztítás során a legtöbb szennyezőanyag, köztük az ásványolajok is a szennyvíziszapban koncentrálnak, ezért is indokolt, hogy a szennyvíziszap kezelése, sorsa és hasznosítása a következőkben külön fejezetben kerüljön tárgyalásra.

3.6. A szennyvíziszap kezelése, sorsa és hasznosítása

A szennyvíziszap a szennyvíztisztítás során keletkező, főként biológiai eredetű szilárd melléktermék, amely bár a kezelt szennyvíz térfogatának csak 1-2%-át adja, kezelése a működési költségek 20-60%-át is felemésztheti. Hatékony kezelése és elhelyezése kulcsfontosságú a szennyvízrendszerek fenntarthatósága és a környezeti kockázatok csökkentése szempontjából, különösen a fejletlen infrastruktúrájú térségekben. Megfelelő technológiákkal az iszap szerves anyagai újrahasznosíthatók, miközben a szennyezőanyag-terhelés minimalizálható (Andreoli és mtsai, 2007).

Az Európai Unió szennyvíziszap kezelésre és hasznosításra vonatkozó jogszabályi keretrendszere komplex, többszintű szabályozási struktúrán alapul, amely hierarchikus megközelítést alkalmaz a környezetvédelem és a körforgásos gazdaság elvei szerint. A 86/278/EGK irányelv a szennyvíziszap mezőgazdasági alkalmazásának környezeti kritériumait határozza meg, különös tekintettel a nehézfém-koncentrációk és patogén mikroorganizmusok limitálására, míg a 91/271/EGK operatív irányelv a települési szennyvíztisztítás monitorozási kötelezettségeit és az iszap biztonságos elhelyezésének eljárásrendjét írja elő. A 2000/60/EK víz-keretirányelv a stabilizált szennyvíziszapot „termék” kategóriába sorolja, ezzel elősegítve annak hulladékjogi státuszából való kilépését és újrahasznosítását, ami összhangban áll a 2008/98/EK hulladék-keretirányelv megelőzés-újrahasználat-újrahasznosítás-ártalmatlanítás hierarchiájával. A kiegészítő jogszabályok, így a 99/31/EK lerakó irányelv a szervesanyag-tartalmú hulladékok deponálásának korlátozásával, a 2010/75/EK ipari kibocsátási irányelv az energetikai hasznosítás emissziós követelményeivel, valamint a 2009/28/EK megújulóenergia-irányelv a bioalapú energiaforrások (biogáz, biomassa) ösztönzésével együttesen egy integrált kezelési paradigmát alkotnak, amelynek célja a szennyvíziszap fenntartható, gazdaságilag hatékony és társadalmilag elfogadható hasznosítása a patogénkontroll és ökotoxikológiai kockázatok minimalizálása mellett (Kacprzak és mtsai, 2017).

A szennyvíztisztítás során keletkező maradék anyagok összessége a szennyvíziszap, amely folyékony vagy félszilárd halmazállapotú, 0,25-12% szilárdanyagot tartalmaz. Az elsődleges iszap az ülepített szilárd anyagokból, a másodlagos a biológiai folyamatokból

származó mikrobiális biomasszából, míg a harmadlagos a kórokozókat, nehézfémeket és tápanyagokat koncentrálna. Összetétele a technológiától függően változik: illékony szerves anyagok aránya 30-88%, pH-ja 5-8. Fő komponensei a fehérjék (15-41%), zsírok (5-35%) és cellulóz (8-15%), míg tápanyagtartalma nitrogénben (1,5-6%), foszforban (0,8-11%) és káliumban (0-3%) gazdag. Jelentős mennyiségben tartalmaz vasat (2-8%) és szilícium-dioxidot (10-20%), amelyek befolyásolják kezelhetőségét és mezőgazdasági hasznosítását. Fűtőértéke 200-12 500 MJ/kg szárazanyag, ami kedvező energetikai hasznosítási lehetőséget kínál (Fytli és Zabaniotou, 2008).

A szennyvíziszap kezelés célja az iszap térfogatának és tömegének csökkentése, a kórokozók inaktiválása, valamint az energia- és erőforrás-visszanyerés javítása. Első lépésként a nyersiszapot durvaszűrővel és előülepítéssel tisztítják, hogy eltávolítsák a nagyobb szilárd részecskéket és megvédjék a berendezéseket az eltömődéstől. Ezt követően az iszap sűrítése gravitációs vagy levegőztetett egységekben történik: a gravitációs eljárás során a szilárd anyag leülepszik, míg a levegőztetett sűrítésnél mikrobuborékok emelik a finom részecskéket a felszínre. A sűrítés eredményeként a szárazanyag-tartalom 0,5-1,5%-ról 2-4%-ra növelhető, ami a térfogat 50-75%-os csökkenését jelenti. Ez nemcsak a szállítási és tárolási költségeket mérsékli, hanem a későbbi biológiai stabilizáció hatékonyságát is javítja, mivel koncentráltabb, magasabb szervesanyag-tartalmú iszap áll rendelkezésre a további feldolgozáshoz (Raheem és mtsai, 2018).

A biológiai stabilizálás célja a szennyvíziszap szervesanyag tartalmának csökkentése, a patogének inaktiválása és stabil, tovább hasznosítható iszap előállítása. Anaerob emésztéskor a 2-4% szárazanyag-tartalmú iszapot szabályozott hőmérsékleten kezelik: mezofil (35-38 °C, 15-25 nap) vagy termofil (50-60 °C, 7-12 nap) körülmények között, miközben az illékony szilárdanyag 40-60%-kal csökken és 60-70% metánt tartalmazó biogáz keletkezik. Az aerob emésztés során az iszapot levegőztetett tartályokban bontják le 7-14 nap alatt, míg a mésztabilizálás lúgos közegben (oltott mész vagy CaO hozzáadásával) a hő- és pH-hatás révén inaktiválja a kórokozókat és javítja az iszap kezelhetőségét (Raheem és mtsai, 2018).

A szennyvíziszap kezelés egyik kritikus lépése a víztartalom csökkentése, mivel a magas hidratáció jelentősen növeli a kezelőberendezések kapacitásigényét és a szállítási, komposztálási vagy égetési költségeket. A hidratáció mérséklése elsősorban sűrítéssel és víztelenítéssel történik, amelyeket kémiai kondicionálással például polielektrolitok alkalmazásával optimalizálnak. Az előkészítéshez gyakran vasalapú koagulánsokat, mint

például ferrihidroxid-gélt, Fe(VI)-tartalmú lúgos ferrátoldatot vagy Fe(II)-aktivált peroxzulfátot használnak, amelyeket foszfor-gipsz hozzáadásával tovább lehet optimalizálni. A hagyományos telepi gyakorlatban a szuszpenzióhoz először vasalapú koagulánst, majd polielektrolitot adagolnak, amely keresztkötésekkel elősegíti a tömör, alacsony pórustérfogatú flokkok kialakulását. A vasas koaguláns ferromágneses jellege lehetővé teszi a mágneses tér alkalmazását, amely indukciós tekercsekkel vagy pozícionált állandó mágnesekkel fokozza a flokkulációt és a vízkiválasztást (Kamizela és mtsai, 2018).

A szennyvíziszap több mint 95%-ban vizet tartalmaz, szárazanyag-tartalmának pedig 50-70%-a szerves anyag. Az iszapkezelés a szennyvíztisztítás éves költségeinek mintegy 13%-át teszi ki. A víztelenítés célja a szárazanyag-tartalom 5%-ról 30%-ra növelése, amivel az iszap térfogata akár 90%-kal csökkenthető. A víz különböző kötődési formái (szabad, interszticiális, felületi, intracelluláris) eltérő technológiákat igényelnek: a szabad víz gravitációsan, az interszticiális mechanikailag, míg a többi csak termikus úton távolítható el. A víztelenítés hatékonyságát az iszap tulajdonságai, a kondicionálás, a berendezés típusa és az üzemeltetési paraméterek határozzák meg. A leggyakoribb gépek a centrifugák vagy dekanterek (22-30% szárazanyag, 40-60 kWh/Mg), kamraszűrő prések (22-40%, 30-40 kWh/Mg), szalagszűrő prések (20-28%, 20-30 kWh/Mg) és csigaprések (25-30%, 5-10 kWh/Mg) (Schaum és Lux, 2010).

A szennyvíziszap szárításának célja a víztartalom további csökkentése és a térfogat minimalizálása, amivel az iszap fűtőértéke akár 17 000 kJ/kg-ra növelhető. A szárítási technológiák három fő típusa a konvekciós, kontakt és sugárzásos eljárás. A konvekciós szárítóknak (pl. dobszárító, szalagszárító) a hőközeg közvetlenül érintkezik az iszappal, ami hatékony szárítást tesz lehetővé, ugyanakkor egyetlen száradás esetén akár tűzveszélyesek is lehetnek. A kontakt szárítók (pl. vékonyfilm- és tárcsás szárítók) a hőt szilárd felületen keresztül adják át, korrózióálló anyagból készülnek, és egyenletes, zárt rendszerű működést biztosítanak. A sugárzásos szárítók, köztük a napenergiás rendszerek, infravörös vagy napsugárzással melegítik az iszapot, alacsony energiaigényűek, de nagy területet és hosszabb száradási időt igényelnek, ezért főként kisebb telepeken alkalmazhatók (Schaum és Lux, 2010).

A szennyvíziszap végső hasznosítása és elhelyezése számos technológiai megoldással valósítható meg, amelyek környezeti, gazdasági és társadalmi szempontból eltérő előnyökkel és korlátokkal rendelkeznek. Európában az iszap mintegy 36%-át mezőgazdasági célra hasznosítják, amely hozzájárul a szerves anyagok és tápanyagok körforgásához, ugyanakkor

a patogének és szennyezőanyagok jelenléte miatt szigorú szabályozás vonatkozik erre a felhasználási módra. Amennyiben a mezőgazdasági hasznosítás nem lehetséges, alternatív megoldásként a termikus eljárások (például az égetés, a pirolízis és a gázosítás) jöhetnek szóba, amelyek jelentős térfogatcsökkentést és energiahasznosítást biztosítanak. A komposztálás és az anaerob rothasztás kulcsfontosságú biológiai stabilizálási módszerek, amelyek során a komposztálás talajjavító anyagot, az anaerob rothasztás pedig biogázt eredményez. Az építőipari hasznosítás során az iszap ásványi frakciói felhasználhatók téglák vagy adalékanyagok gyártásában. Kiemelt jelentőségű a foszfor visszanyerése, hiszen a szennyvizekben évente mintegy 300 000 tonna foszfor található, amelynek újrahasznosítása csökkenti az erőforrás-felhasználást és az eutrofizáció kockázatát. Jelenleg az EU-ban a foszfor visszanyerési aránya csupán 25%, de fejlett technológiák alkalmazásával akár 95%-os visszanyerési hatékonyság is elérhető (Kacprzak és mtsai, 2017).

5.ábra: Az Érdi szennyvíztisztító telep anaerob rozsdamentes acél iszap-rothasztói, ahol biogáz előállítása történik a szerves anyagok mikrobiológiai lebontásával.

(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025.)



A szennyvíziszap hasznosítási lehetőségei közül a diplomadolgozat középpontjában a komposztálási eljárás, valamint a szennyvíziszapból előállított komposzt ásványolaj-tartalmának csökkentése áll. A gyakorlatban azonban gyakran nem megfelelően kezelt szennyvíziszap kerül komposztálási alapanyagként felhasználásra, amely szennyezőanyag-

tartalma révén a talajba jutva az ökoszisztéma stabilitását és az emberi egészséget is veszélyeztetheti. Mindezek miatt a következő fejezet a komposztálási eljárás áttekintésével foglalkozik.

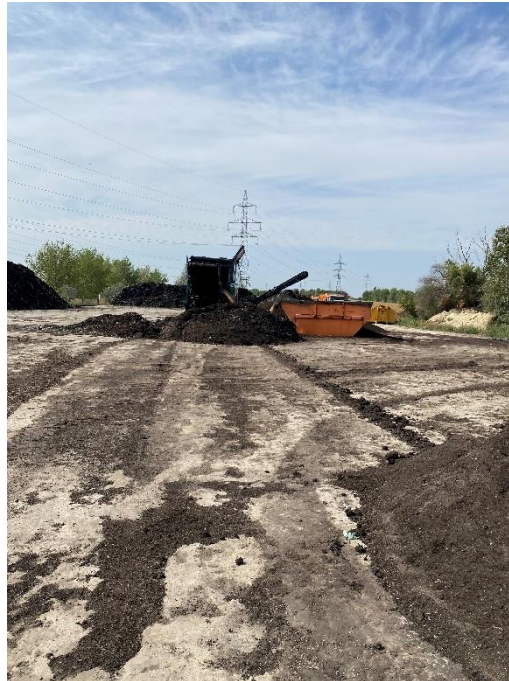
3.7. Szennyvíziszap alapú komposzt előállítás és kezelése

A komposztálás a latin *compositum* (keverék) szóból ered, és olyan aerob, szilárd fázisú biodegradációs folyamatot jelöl, amelyet különböző komplex mikrobiális közösségek végeznek. A folyamat exoterm jellegű, a mikroorganizmusok aktivitása hőtermeléssel jár, ami elősegíti a szerves anyagok lebontását és a patogének inaktiválását. A komposztálás mezofil fázissal indul, amelyet egy 40-70 °C közötti termofil szakasz követ, majd az érési (második mezofil) fázis zárja. Ekkor a maradék szerves anyagok stabilizálódnak, és humuszszerű komposzt keletkezik. Az alapanyagot jellemzően növényi maradványok (mezőgazdasági hulladék, faforgács, kerti nyesedék) adják, kiegészítve állati eredetű (hígtrágya, élelmiszerhulladék) és mikrobiális frakciókkal. A mikroorganizmusok enzimei a szerves polimereket (cellulóz, hemicellulóz, fehérjék, lipidek) kisebb molekulákra bontják, miközben aminosavak, foszfátok és egyéb tápanyagok szabadulnak fel. A lignin lebontása főként fehérrothasztó gombák hatására történik, míg a cellulóz, xilán, pektin, keményítő, murein és kitin degradációját specifikus hidrolitikus enzimek (glükánázok, xilánázok, pektinázok, amilázok, muramidázok, kitinázok) katalizálják. A hőmérséklet, nedvességtartalom és pH folyamatos változása a folyamat során az enzimek optimális aktivitását biztosítja (Insam és Bertoldi, 2007).

A komposztálási folyamat különféle technológiákkal valósítható meg, amelyek hatékonyságukban, költségigényükben és területigényükben jelentősen eltérhetnek egymástól. A hagyományos módszerek, mint például a Bangalore-, az Indore- vagy a felszíni (sheet composting) eljárás, egyszerű és alacsony költségű megoldást kínálnak, ugyanakkor nagy munkaerő-ráfordítást igényelnek, és a lebomlás üteme viszonylag lassú. A modern technológiák, mint az in-vessel, a prizmás (windrow) vagy a statikus, levegőztetett komposztálás, gyorsabb lebomlást és pontosabb folyamatirányítást tesznek lehetővé, de nagyobb beruházási és gépesítési igényt támasztanak. A vermikomposztálás tápanyagban gazdag, homogén végterméket eredményez, ám a folyamat fenntartása folyamatos gilisztatenyésztést igényel. A Berkeley-módszer igen rövid érési időt biztosít, ugyanakkor a paraméterek (hőmérséklet, nedvesség, levegőztetés) pontos szabályozása elengedhetetlen a megfelelő minőség eléréséhez. A technológia megválasztása elsősorban az alapanyag

tulajdonságaitól, a rendelkezésre álló erőforrásoktól és a kívánt komposztálási időtől függ (Ayilara és mtsai, 2020).

6.ábra: Az Érdi Komposztáló Telep üzemi területe, ahol a szennyvíziszap és a zöldhulladék irányított biológiai komposztálással kerül feldolgozásra, komposzt előállítása céljából. (képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



A szennyvíziszap komposzt talajra történő kijuttatása komplex és kettős hatásmechanizmust eredményez, amely egyszerre járul hozzá a talaj termékenységének, szerkezetének és biológiai aktivitásának javításához, ugyanakkor potenciális kockázatokat is magában hordoz.

A szennyvíziszap komposztált formában csökkenti a talaj térfogatsűrűségét, növeli porozitását és aggregátum-stabilitását, ezáltal javítja a víz- és levegő áramlást, valamint kedvezőbb feltételeket teremt a gyökérfejlődéshez. Kémiai szempontból a szennyvíziszap fokozza a talaj kationcserélő kapacitását, ezáltal elősegíti a makroelemek (például a nitrogén, foszfor, kalcium és magnézium) megőrzését és hosszan tartó növénytáplálását. Emellett a benne található kalcium-karbonát, illetve a bomlás során keletkező szerves savak együttesen hozzájárulnak a pH-stabilitás fenntartásához. Biológiai értelemben a szennyvíziszap kijuttatása 8-28%-kal növelheti a talaj mikrobiális biomasszáját és 9-25%-kal fokozhatja az intracelluláris és extracelluláris enzimek aktivitását, ami gyorsítja a szerves anyagok

mineralizációját és a tápanyagok körforgását. E hatások összessége a terméshozam növekedésében és a növények rövidebb vegetációs ciklusában nyilvánul meg, amit több növényfaj (például csenkesz, napraforgó, kukorica, alma) esetében is igazoltak (Singh és Manindra, 2008).

Mindazonáltal a szennyvíziszap alkalmazása komoly kockázatokat is hordoz. A legjelentősebb problémát a nehézfémek (pl. kadmium, ólom, réz, nikkel, cink, króm) hosszú távú felhalmozódása jelenti, amelyek a talajból kioldódva a talajvizet, illetve a növényeken keresztül az élelmiszerláncot is szennyezhetik. A nehézfémek biohosszúéletűsége a talaj tulajdonságaitól és az alkalmazott dózistól függően növekedhet. További veszélyforrást jelent a patogén mikroorganizmusok fennmaradása, valamint a szennyvíziszap alkalmazásával járó szaghatások és komfortérzet-csökkenés. A hosszú távú, több évtizedes alkalmazás a nehézfémek akkumulációját tovább fokozza, amely nemcsak a biológiai nitrogénkötést gátolja, hanem a mikorrhiza gombák aktivitását is visszaszorítja, és tápelem-egyensúlyzavarhoz, elsősorban káliumhiány kialakulásához vezethet (Singh és Manindra, 2008).

Szennyezők közül az ásványolaj szintén kiemelt kockázati tényező a szennyvíziszapban, mivel komposztálás során gátolhatja a mikrobiális aktivitást és növelheti a szénhidrogén terhelést.

Az összes ásványolaj eredetű szénhidrogének döntően szénből (83-90%), hidrogénből (10-14%), kisebb mennyiségben kénből, nitrogénből, oxigénből, valamint nyomelemekből és fémekből állnak. A komposztálás során töltőanyagok és nitrogénforrások hozzáadásával a körülbelül 20:1 arányú C/N-érték biztosítja az optimális mikrobiális aktivitást és a hatékony szervesanyag-lebontást. A folyamat kezdetén egy 3-15 napig tartó termofil fázis zajlik, amelyben az alacsony molekulatömegű szénhidrogének bomlanak, majd a 3-12 hónapos érési szakasz következik, ahol a nagyobb molekulák degradációja történik. A 60 °C feletti hőmérséklet a patogének inaktiválásán túl a mikrobiális aktivitást is fenntartja. A komposztálás történhet nyitott prizmákban vagy zárt, szabályozott bioreaktorokban, utóbbi esetben a hőmérséklet, levegőztetés, nedvesség és tápanyagellátás pontosan kontrollálható. Kísérletek alapján a prizma-komposztálást követő másodlagos bioreaktoros kezelés mintegy 10%-kal hatékonyabb TPH-eltávolítást eredményez az önálló prizmás módszernél. A lebontás hatékonyságát a szubsztrát fizikai-kémiai tulajdonságai, a mikrobiális közösségek aktivitása és az enzimikus folyamatok határozzák meg. Az optimális pH (6,5-8,5), a megfelelő nedvességtartalom és az aerob körülmények fenntartása elengedhetetlen, míg a

biostimuláció (nitrogén- és foszforpótlás) felgyorsítja a degradációt és javítja a szénhidrogének oldhatóságát (Aguelmous és mtsai, 2019).

3.8. Mikroorganizmusok szerepe a szennyezőanyagok lebontásában

A különböző mikrobiális konzorciumok (például több *Bacillus*-, *Pseudomonas*- és *Micrococcus*-törzs együttes alkalmazása) szinergikus hatás révén jelentősen felgyorsítja a TPH lebontását a természetes attenuációhoz vagy egyszerű biostimulációhoz képest. Ennek oka, hogy a különböző törzsek eltérő enzimikus kapacitásuk révén egyszerre célozzák az alacsony és magas molekulatömegű szénhidrogéneket. Emellett egyes izolátumok képesek a kismolekulás, stabil gyűrűs szerkezetű, így különösen toxikus policiklusos aromás szénhidrogének (PAH) biotranszformációjára is. A lebontás hatékonyságát tovább növeli a mikroorganizmusok által termelt bioszurfaktánsok (például glikolipidek, foszfolipidek és lipopeptidek), melyek hidrofil és hidrofób doménjeik révén csökkentik a szénhidrogének és a víz közötti felületi feszültséget, emulgeálva a nehezen oldódó komponenseket, és így fokozva azok biohosszáférhetőségét és lebomlási sebességét. A kompozitálási rendszerben alkalmazott alapanyagok (például homok, faforgács vagy egyéb inert töltőanyagok) elsődleges célja a szubsztrát porozitásának növelése és az oxigén-diffúzió fokozása, ami elősegíti az aerob mikrobiális közösségek aktivitását és a szerves anyag hatékony lebontását. A talaj vagy állati trágya bejuttatásával exogén mikroorganizmusok kerülnek a rendszerbe, míg szénhidrogénnel szennyezett talaj alkalmazása esetén az endogén, a szénhidrogének lebontására adaptálódott mikrobiális konzorciumok növelik a TPH-asszimilációs kapacitást (Aguelmous és mtsai, 2019).

A mikrobiális szénhidrogén lebontásban számos baktérium (*Pseudomonas*, *Bacillus*, *Acinetobacter*, *Rhodococcus*, *Alcanivorax*, *Marinobacter*) és gomba (*Aspergillus*, *Fusarium*, *Penicillium*, *Candida*) vesz részt. Ezek a mikroorganizmusok specifikus enzimek (például alkán-hidroxilázok, monooxigenázok és dioxygenázok) segítségével katalizálják az alifás és aromás szénhidrogének oxidációját. A lebontás aerob és anaerob folyamatokon keresztül valósulhat meg: aerob környezetben terminális és szubterminális oxidáció, valamint aromás gyűrűhasítás útján központi metabolitok (acetil-CoA, TCA-ciklus intermedierek) képződnek, míg anaerob viszonyok között nitrát, szulfát vagy fémionok szolgálnak elektronakceptorként. Ilyenkor a benzoil-CoA- és naftalin-CoA-alapú útvonalak metán- és szén-dioxid-termeléssel zárulnak. Összességében három fő metabolikus stratégia különíthető el: a fényt hasznosító fototróf anoxigén útvonal, az oxigénigényes kemotróf aerob lebontás és az oxigénmentes környezethez alkalmazkodó kemotróf anaerob folyamat (Varjani, 2017).

A biodegradáció genetikai hátterét a plazmidokon és kromoszómákon elhelyezkedő gének, például az *alkB*, *xylE* és *nahAc* határozzák meg, amelyek a szénhidrogénbontó enzimek termelését szabályozzák. A mikroorganizmus konzorciumok szinergikus együttműködése lehetővé teszi a komplex szénhidrogén keverékek teljes degradációját, míg a rhamnolipideket és szurfaktinokat termelő bioszurfaktánsok fokozzák a szubsztrátok biohosszúférhetőségét. A szennyezett környezetekben a mikroorganizmusok genetikai adaptációja (mutációk és szelekció révén) növeli a szénhidrogénbontó képességet, ami a populáció összetételének átrendeződését eredményezi. Ennek során a szénhidrogénbontó mikroorganizmusok aránya a szennyezetlen talajokban jellemzően 0,1% alatti értékről a szennyezett területeken akár 1-10%-ra is emelkedhet, miközben a teljes mikrobiális diverzitás rendszerint csökken (Varjani, 2017).

A szennyvíziszap mezőgazdasági komposztként történő hasznosításának egyik legfőbb akadálya, hogy a TPH-tartalom gyakran meghaladja a jogszabályban rögzített határértéket, így a komposzt közvetlen felhasználása nem minden esetben biztonságos. Ez indokolja a hazai szabályozási keret áttekintését, amelyet a következő fejezet foglal össze.

3.9. Hazai jogszabályi előírások a szennyvíziszap és komposzt kezelésében

Magyarországon a szennyvíz, a szennyvíziszap és a komposzt kezelését, valamint mezőgazdasági felhasználását összetett jogszabályi háttér szabályozza. A keretrendszer alapját a hulladékgazdálkodásról szóló 2012. évi CLXXXV. törvény és a vízgazdálkodásról szóló 1995. évi LVIII. törvény adja, amelyek a hulladékhierarchia, illetve a vízminőségvédelem alapelveit rögzítik. A szennyvíztisztító telepek műszaki és üzemeltetési követelményeit a 201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet részletezi, míg a kibocsátási határértékeket és a felszíni vizek védelmét a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet és a 220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet határozza meg.

Külön kiemelendő az 50/2001. (IV. 3.) Kormányrendelet, amelynek célja, hogy a szennyvízzel, a szennyvíziszappal és azokból előállított komposzttal végzett mezőgazdasági tevékenység ne veszélyeztesse a talaj, a felszín alatti vízkészletek, az emberi egészség, valamint a növény- és állatvilág állapotát. A rendelet szerint a szennyvíziszap-alapú komposzt mezőgazdasági felhasználása kizárólag a talajvédelmi hatóság által kiadott engedély birtokában végezhető, amelynek feltétele a komposzt minőségének megfeleltetése a rendelet 5. számú mellékletében foglalt toxikus elem- és káros anyag határértékeknek, továbbá a mikrobiológiai higiéniai előírásoknak. E melléklet egyebek mellett előírja, hogy a

komposztban mérhető TPH koncentráció szárazanyagtartalom szerint nem haladhatja meg az 1000 mg/kg értéket. Amennyiben a komposzt ezen határértéket, vagy bármely toxikus elemre vonatkozó szennyezettségi küszöböt meghaladja, a mezőgazdasági komposztálás helyett a szennyvíziszapra vonatkozó általános felhasználási szabályok alkalmazandók. A rendelet tiltja továbbá olyan komposzt kijuttatását, amely nem teljesíti a talajhigiénés mikrobiológiai követelményeket, és előírja, hogy a komposzt felhasználásakor 300 méteres védőtávolságot kell biztosítani a lakott területektől vagy lakóépületektől. Az engedélyezés során egyszerűsített talajvédelmi tervet kell benyújtani, amely részletesen tartalmazza a terhelési számításokat, a kijuttatott toxikus elemek és tápanyagok mennyiségét, a védőtávolságokat, a várakozási időket és egyéb környezetvédelmi intézkedéseket. Külön szabály vonatkozik egyes növénykultúrákra is: zöldségfélék és a talajjal érintkező gyümölcsök termesztése esetén tilos a komposzt alkalmazása a termesztés évében és az azt megelőző évben. Az engedélyes köteles pontos nyilvántartást vezetni a komposzt mennyiségéről, minőségéről, kijuttatásának helyéről és idejéről. A rendeletet a 7/2023. (I. 12.) Korm. rendelet módosította, amely beépítette az EU 2020/741 rendelet követelményeit a visszanyert víz mezőgazdasági felhasználására, és korszerűsítette a szennyvíziszap-alapú komposzt alkalmazásának bizonyos pontjait.

Ezzel szemben a 36/2006. (V. 18.) FVM-rendelet a terméskövelő anyagok (így a komposztok) engedélyezését, tárolását, forgalmazását és mezőgazdasági alkalmazását külön rendeletben szabályozza, és jóval szigorúbb TPH-határértéket ír elő: az engedéllyel forgalomba hozható termékekben a teljes ásványolaj tartalom nem haladhatja meg a 100 mg/kg szárazanyag-értéket. Ez az előírás tízszer alacsonyabb, mint a szennyvíziszap-alapú komposzt engedély nélküli mezőgazdasági kihelyezésére vonatkozó 1000 mg/kg szárazanyag-határ. A gyakorlatban megfigyelt jelenség, hogy a szennyvíztelepről származó iszap TPH-tartalma gyakran jelentősen meghaladja az engedélyezett 100 mg/kg-os határértéket, ezért a komposztáló létesítményeknek előzetes kezelési lépéseket kell alkalmazniuk a jogszabályi megfelelés biztosítása érdekében.

További szabályozási keretet ad a 40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet, amely a telepi komposztálás műszaki és higiéniai követelményeit rögzíti, valamint az 559/2023. (XII. 14.) Korm. rendelet, amely a komposztálás és stabilizálás technológiai feltételeit pontosítja. A nitrátérzékeny területeken a szennyvíziszap felhasználását a 59/2008. (IV. 29.) FVM-rendelet korlátozza a talaj és a vízbázisok védelme érdekében. A legfrissebb módosításokat a 7/2023. (I. 12.) Korm. rendelet adja, amely a visszanyert víz öntözési célú alkalmazását szabályozza.

E jogszabályok egymásra épülő rendszere biztosítja, hogy a szennyvíz és a szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosítása ellenőrzött és az uniós előírásokkal összhangban valósuljon meg Magyarországon.

4. Alkalmazott módszerek (anyag és módszer)

4.1. Kommunális szennyvíziszap

A vizsgálatokhoz felhasznált szennyvíziszap egy regionális szennyvíztisztító telepről származott. A szennyvíziszap kezelés kísérleti anyagát 120 liter kevert (nyersiszap és fölősiszap) szennyvíziszap képezte, amely a 250 m³ iszaphomogenizáló medence mintavételi csapjain keresztül került begyűjtésre. Az iszap 6 darab, egyenként 20 liter űrtartalmú műanyag polietilén kannában került tárolásra és szállításra, melyek hordozófüllel, csavaros zárókupakkal és PE tömítéssel rendelkeztek. Ez a speciális tárolási mód biztosította a minta szennyeződésmentes és légmentes környezetét, valamint megőrizte az iszap biológiai aktivitását a további feldolgozáshoz.

A vizsgálatban alkalmazott szennyvíziszap sötétbarna-fekete színű, homogén állagú anyagként került felhasználásra, pH-értéke 7,7, kiindulási szárazanyag-tartalma pedig 0,126% volt.

4.2. Mikrobiológiai starterkultúra

A kutatás központi eleme a Corax-Bioner Biotechnológiai Zrt. által kifejlesztett ADEPSOILBAC S1 mikrobiológiai konzorcium volt, amely kifejezetten a szennyvízben és szennyvíziszapban található TPH-típusú (összes ásványolaj eredetű szénhidrogén) szennyeződések lebontására szolgál. A készítmény természetes környezetből szelektált, hivatalosan regisztrált, nem humánpatogén baktériumtörzseket tartalmaz, amelyek előzetes vizsgálatok alapján kerültek kiválasztásra.

Kiválasztásuk szempontjai:

- ellenőrzöttek nem patogének,
- nem génkezelték,
- specifikus aktivitással rendelkeznek az aktuális szennyeződések lebontására,
- ellenállóak,
- széles körben felhasználhatók
- nem okoznak új szennyeződést
- emulzív anyagok kiválasztásával növelik a CH komponensek biológiai hozzáférhetőségét

A konzorcium résztvevői fakultatív metabolikus tulajdonságuknak köszönhetően aerob és anaerob környezetben is hatékonyak.

Az ADEPSOILBAC S1 öt baktériumfaj keverékét tartalmazza: *Alcaligenes denitrificans*, *Bacillus licheniformis*, *Bacillus macerans*, *Pseudomonas fluorescens* és *Pseudomonas putida*, összesen 1 m/m% koncentrációban. A készítmény 99%-ban vízből álló, folyékony halmazállapotú mikrobiológiai konzorcium, amelynek aktivitását 0,01 tömeg%-ban hozzáadott NPK típusú tápoldat biztosítja. Tárolása hűtve, +4 °C-on legfeljebb 3 hónapig, illetve hűvös, +11 °C-os környezetben legfeljebb 3 hétig lehetséges. Szállítást követően a tárolóedény zárófedele enyhén meglazítandó a megfelelő szellőzés biztosítása érdekében. A készítmény pH-értéke 20 °C-on, 10%-os vizes szuszpenzióban mérve 6,5 és 8,5 között változik, ami jól illeszkedik a szennyvízkezelésben való alkalmazás feltételeihez.

A szennyvíziszap kezelési kísérlethez szükséges 1200 liter mennyiség az 1 literes többrétegű fallal rendelkező Coex flakonokban tárolt készítményből biztosítható volt és elegendőnek bizonyult a különböző kísérleti beállításokhoz. Felhasználásig egy erre a célra kijelölt hűtőszekrényben lett elhelyezve.

4.3. Szennyvíziszap komposzt

Korábban a Corax-Bioner Zrt. több komposztálási kísérletet is végzett, azonban a jelen diplomamunka keretében komposztminták vizsgálatára nem volt lehetőség. Ennek megfelelően a komposztálási vizsgálatokhoz szükséges adatokat a korábbi kísérletek eredményei szolgáltatják. Mivel a szennyvíziszap-komposzt TPH-szennyezettsége alapvetően a felhasznált szennyvíziszap TPH-tartalmától függ, a vizsgálatok szempontjából a kutatás is elsődlegesen a szennyvíziszap közvetlen TPH-kezelését célozta.

A korábbi komposztálási vizsgálatokban a következő anyagok és összetételük képezték a vizsgálati rendszert: mintegy 16 m³ víztelenített szennyvíziszap (13,3% szárazanyag-tartalom) az előzetesen I. és II. lépcsőben alkalmazott ADEPSOILBAC S1 kezeléssel, amely 443 mg/kg EPH C₁₀-C₄₀ koncentrációt eredményezett; hozzávetőleg 35 m³ aprított vegyes zöldhulladék, valamint 2 m³ mosott homok. A kísérleti komposztprizma elkészítése a komposztálótelepen alkalmazott anyagokkal és receptúra szerint történt (kivéve a kismennyiségű homok hozzáadását struktúrajavítási célból). Az anyagok összeállítását követően a kiindulási komposztprizma térfogata mintegy 53 m³, tömege pedig 28 700 kg volt.

A komposztprizma alapanyag-arányai:

- 16 m³ (14160 kg) kezelt víztelenített szennyvíziszap (30 v/v %; 50 m/m %)
- 37 m³ (14581 kg) struktúraanyag (70 v/v %; 50 m/m %):
 - 35 m³ (10912 kg) darált vegyes zöldhulladék (66 v/v %; 38 m/m %),
 - 2 m³ (3669 kg) mosott homok (4 v/v %; 12 m/m %)

4.4. A szennyvíziszap kezelésre alkalmas kísérleti rendszer felépítése és működése

A szennyvíziszap kezelésére alkalmazott nagylaboratóriumi kísérleti berendezés egy egyedi gyártású eszköz, amelyet műszaki szempontból kifejezetten a szennyvíz és a szennyvíziszap kezelésének modellezésére terveztek. A berendezés két darab 100 liter űrtartalmú és két darab 50 liter űrtartalmú, erős műanyagból készült tartállyal rendelkezik. A tartályok zárható fedelekkkel és rögzített, átlátszó műanyag megfigyelőablakkal vannak ellátva, amelyek lehetővé teszik a folyamatok vizuális nyomon követését. Mindegyik tartály rendelkezik mintavételi csappal, amelyek végére könnyen eltávolítható, műanyagból készült, gumiszelepes csapvégi dugó van felszerelve. A berendezés szerkezeti váza erős acél tartószerkezetből áll, amely a tartályokat két horizontális szinten rögzíti. Az egész egység félig fedett, jól szellőző konténerben helyezkedik el, amely védelmet nyújt az időjárási hatásokkal szemben. A rendszer korábban szagelvezető egységgel is rendelkezett, amely a zárófedélen kialakított csomokhoz csatlakoztatható volt, azonban jelenleg ez az egység üzemem kívül, leszerelt állapotban található. A kísérlethez szükséges optimális körülményeket, így az oxigénellátást a tartályok belsejében fixen rögzített levegőztető csőrendszer biztosítja, tartályonként 1 liter/perc légáramlással. A levegőztetéshez szükséges kompresszor a fémszerkezet alsó részére van szerelve. Minden tartályban egy fém keverőlapát került elhelyezésre, amelyet elektromos motor hajt meg. A keverés sebessége 9 másodpercenként egy teljes fordulatnak felel meg, míg a keverőmotor és a levegőztető rendszer működése egy oldalsó vezérlőpanelről szabályozható. Mivel a rendszer kizárólag a keverőmotorból és a levegőztető egységből álló működtető elemeket tartalmazza, energiafogyasztása alacsony, és folyamatos üzemeltetés mellett sem igényel jelentős energiafelhasználást. A berendezés használata biztonságos és stabil, üzemeltetése nem költséges, valamint nem igényel folyamatos felügyeletet, ezáltal ideálisan alkalmazható laboratóriumi és kísérleti beállításokhoz.

A két 100 liter űrtartalmú tartály közül az egyik a korábbi szállítás során bekövetkezett balesetben megsérült: a mintavételi csap műanyag illesztésénél törés keletkezett, ezért ezt a tartályt a jelen kutatásban nem lehetett felhasználni. Ennek következtében a kísérleti beállítások kialakítása három működő tartályra korlátozódott.

7.ábra: Szennyvíziszap kezelésére alkalmazott nagylaboratóriumi, egyedi gyártású kísérleti berendezés

(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



4.5. Szennyvíziszap-kísérlet: technológiai paraméterek és kezelési beállítások

A kutatás célja a TPH lebontás hatékonyságának és időbeli alakulásának vizsgálata, különböző koncentrációjú mikrobiológiai, természetes ásványi eredetű lebontókkal. A kísérlet lebonyolítása a rendelkezésre álló három üzemképes tartályban történt: egy 100 literes, valamint két 50 literes tartály szolgált a különféle kísérleti beállítások megvalósításához. Minden tartályba 40 liter nyers szennyvíziszap került, amely a kísérleti alapanyagot képezte. Az alapállapot felmérése érdekében a három tartályból homogenizált mintavétel történt. A tartályokat számozással különböztettük meg, így a kísérlet során az első számú tartály kontroll egységként működött, amelyben a szennyvíziszap nem kapott mikrobiológiai starterkultúrással való beoltást. A második és harmadik számú tartályban két különböző beállítást alkalmaztunk, amelyek a mikrobiológiai oltóanyag mennyiségében különböztek. A második számú tartály esetében 1%-os beoltást végeztünk, amely a 40 liter szennyvíziszaphoz viszonyítva 400 ml Adepsolbac S1 készítményt jelentett, míg a harmadik számú tartályban 2%-os beoltás alkalmazására került sor, azaz 800 ml készítményt adtunk hozzá. A beoltást követően a berendezés folyamatos üzemmódban működött, biztosítva a tartályok levegőztetését és

keverését. A kísérlet indításakor a külső hőmérséklet 10-11 °C között mozgott. A mintavételezés a kísérlet során az indítást követő 4. és 10. napon történt, minden tartályból azonos időpontban. A nyert adatok szolgálták a kísérlet eredményeinek és következtetéseinek alapjául.

4.6. Mintavételezési stratégia és analitikai módszerek

A szennyvíziszap alapállapotának felmérése során a három tartályból összesen 1 liter homogenizált mintát vettünk le a mintavevő csapokon keresztül. A mintát közvetlenül mérőhengerbe engedték, hogy a mennyiséget pontosan ellenőrizhessük, majd tölcser segítségével üvegedénybe töltöttük a további vizsgálatok céljából. Az átlátszó megfigyelőablakokon keresztül meggyőződünk arról, hogy a mintavétel előtt a tartályok tartalma teljes mértékben homogenizált, ezáltal a levett minta is reprezentatív. A mintát üvegedényzetben, 1/0 kódjelzéssel láttuk el, és a további vizsgálatokig hűtőszekrényben tároltuk. A következő mintavételre az indítást követő 4. napon került sor. Ekkor a kontrollmintát tartalmazó, 1-es számú tartályból származó minta 1/4 kódjelölést kapta, míg a kísérleti tartályokból vett mintákat 2/4 és 3/4 kóddal láttuk el. A mintavételezések között az abban alkalmazott eszközöket kizárólag csapvízzel tisztítottuk, mivel bármilyen fertőtlenítőszer használata torzíthatta volna a vizsgálati eredményeket mikrobiológiai aktivitást gátló hatása miatt. Az utolsó mintavétel a 10. napon történt, a mintákat a korábbiakhoz hasonlóan 1/10, 2/10 és 3/10 kóddal láttuk el. Az összesen hét mintát (7 x 1 liter) együttesen szállítottuk az akkreditált Nemzeti Népegészségügyi és Gyógyszerészeti Központ Talajhigiénés Laboratóriumba, mivel a vállalat laboratóriumi egysége nem rendelkezik a TPH-tartalom meghatározásához szükséges műszeres és analitikai háttérrel.

8.ábra: Szennyvíziszap mintavételezése mérőhengerbe a mintavételi csapon keresztül
(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



4.7. Komposztálási kísérlet előfolyamata és módszere

A korábbi komposztálási kísérleteket megelőzően a szennyvíziszap TPH-tartalmának csökkentését kétlépcsős kezelés keretében végezték el. A homogenizált szennyvíziszap előkezelése a telep 250 m³-es tárolómedencéjében zajlott, 12 órás tartózkodási idő és szakaszos (óránként 15 perces) levegőztetés mellett. Az ADEPSOILBAC S1 mikrobiológiai oltóanyag (összesen 14 m³) adagolása 66%-os TPH-koncentráció csökkenést eredményezett. A másodlagos kezelés során az előkezelt iszapot két, egyenként 16,5 m³-es tartályban, oxigénellátás és lassú keverés mellett, háromnapos ciklusokban újraoltották, ami további 45%-os TPH-koncentráció csökkenést eredményezett. A II. kezelési lépcső kísérleti ciklusa végén, a külön a kísérleti célra kijelölt konténerben gyűjtött, kezelt víztelenített iszapot átszállították a komposztálótelepre, ahol a komposztálás megkezdéséig elkülönítetten deponálták. A teljes kezelési időtartam 16 hét volt, amelyből a termofil fázis 7 hétig, a mikrobiológiai kezelés pedig 9 hétig tartott.

Felhasznált eszközök:

- Renault konténerszállító tgc.
- Willibald MZA 4800 zöldhulladék daráló
- MANITOU MLT 737 130ps teleszkópos rakodó

- DIECI Zeus 33.11 TIER 3 teleszkópos rakodó
- AVANT 745 univerzális minirakodó
- SEKO SCV 370 Profi Bagger komposztforgató gép
- Honda WB20 típusú benzinmotoros zagyszivattyú
- digitális hőmérők, digitális nedvességtartalom mérő, tömlők, csövek, IBC tartály, CZ Screen MS 2000 síkrosta, dobrosta, hídmérleg

A kísérlet megkezdése előtt a deponált, víztelenített szennyvíziszapot kotrógép segítségével homogenizálták annak érdekében, hogy a különböző kezelési ciklusokból származó anyagok egyenletesen elkeveredjenek. A homogenizált iszapdeponiából mintát vettek az alapállapot jellemzésére. Ezt követően az alapanyagok tömegét meghatározták, majd a komposztprizma összeállítása több lépésben, forgatógép segítségével történt, a hatékony homogenizálás és az anaerob gócek kialakulásának megelőzése érdekében. A komposzt forgatása biztosította a mikroorganizmusok számára szükséges oxigént és elősegítette a hőmérséklet szabályozását. Az összeállított prizmat gépi rendezéssel alakították ki, megközelítőleg 1-1,5 m magasságban. A prizma két végében és középső szakaszán digitális maghőmérőket helyeztek el, amelyek óránként automatikusan rögzítették a hőmérsékletet. A mérések pontosságának ellenőrzése érdekében rendszeres kézi leolvasásokat is végeztek öt különböző mérési ponton. A komposztprizma átlaghőmérséklete az összeállítást követő harmadik napon meghaladta az 50 °C-ot, ezzel megkezdődött a termofil szakasz, amelyben helyenként 70 °C feletti értékeket is mértek (a maximális automatikusan rögzített hőmérséklet 78,5 °C volt). A mezofil TPH-bontó mikroorganizmusok védelme érdekében a beoltás csak a termofil fázis lecsengését, azaz a prizma lehülését követően történhetett meg. Ebben az időszakban csupán hőmérséklet-ellenőrzést és kétheti gyakorisággal átforgatást végeztek az oxigénellátás és a szerkezeti stabilitás fenntartása érdekében. A hetedik hétre a prizma átlaghőmérséklete 45 °C alá csökkent. Ekkor a prizma tömegét ismét megmérték, amely 19 600 kg-nak adódott, azaz az eredeti tömeg 68%-ának felelt meg. Az anyag azonban ekkor még túl nedves és tömörödött állagú volt, ezért a szerkezeti tulajdonságok javítása céljából 5600 kg (~15 m³) darált zöldhulladékot adagoltak hozzá, majd többször átforgatták. Ezt követően került sor a mikrobiológiai beoltásra, amelyet a prizma átforgatása közben, 1 m³ (2 v/v%) ADEPSOILBAC S1 oltóanyag egyenletes permetezésével végeztek el. A beoltást követően a prizma újbóli rendezése és több ismételt átforgatása biztosította az oltóanyag egyenletes eloszlását.

A hőmérséklet-szabályozást az alábbiak szerint végezték:

- 45 °C feletti átlaghőmérséklet esetén a prizma hűtése átforgatással és felületnöveléssel (szétterítéssel, ~30-40 cm magasságig),
- 15 °C alatti átlaghőmérséklet esetén a prizma tömörítésével, azaz felületcsökkentéssel történt.

A levegőztetést rendszeres, időszakos átforgatással biztosították. A nedvességtartalom pótlására nem volt szükséges, mivel az időjárási viszonyok és az oltóanyag megfelelő vízmennyiséget biztosítottak a mikrobiológiai aktivitáshoz. A TPH célkoncentráció elérése az összeállítástól számított 16. héten, illetve a beoltástól számított 9. héten történt meg. A komposzt ezután síkrostán, majd a rostamaradék dobrostán történő utólagos átszításon esett át. A rostamaradékot a folyamat elejére, a zöldhulladékhoz visszakeverték, ezzel biztosítva a tápanyagok és mikrobiális közösségek körforgását a következő komposztálási ciklushoz.

Mintavételek:

Minden mintavétel alkalmával megközelítőleg 3-3 kg mintát gyűjtöttek további analitikai vizsgálatok céljából.

- Alapállapot mintavétel:

A kezelt, víztelenített szennyvíziszapból 8 ponton, a depónia teljes mélységéig mélyített furatokból vett pontminták átlagolásával történt a mintavétel. Az összeállított komposztból 4 ponton, a prizma teljes mélységéig mélyített furatokból vett pontminták átlagolásával készült átlagminta.

- Mintavételi ütemezés a komposztálás során:

A termofil szakaszban (a 6. hétig) kéthetente történt mintavétel. A 7. héten, a mikrobiológiai beoltás és a zöldhulladék ismételt hozzáadása előtt és után is történt mintavétel (megjelölés: 7 hetes/1 és 7 hetes/2). A beoltást követően kéthetente, azaz a 9., 12. és 16. héten (2, 5 és 9 hét elteltével) lettek újabb átlagmintákat.

- Zárómintavétel:

A 16. héten a komposztprizmát három részre osztva, részenként 4×3 ponton, a prizma teljes mélységéig mélyített furatokból származó pontminták átlagolásával végezték a mintavételt, így 3 db átlagminta keletkezett.

- Készkomposzt mintavétele:

A rostált, kész komposzt depóniájából 11 ponton, a prizma teljes mélységéig mélyített furatokból vett pontminták átlagolásával történt a mintavétel.

5. Eredmények és értékelésük

A kutatás két fő egységre bontható: egyrészt a nyers szennyvíziszap nagylaboratóriumi vizsgálatára, másrészt a kezelt, víztelenített szennyvíziszap üzemi léptékű komposztálási kísérletére. Ennek eredményeként két, eltérő léptékű vizsgálatból származó adat- és tapasztalatanyag áll rendelkezésre. A két szint eredményeinek összevetése egyrészt lehetőséget nyújt a laboratóriumi körülmények között kapott adatok megbízhatóságának és gyakorlati alkalmazhatóságának értékelésére, másrészt feltárja az üzemi méretű komposztálási folyamatok során jelentkező technológiai és szervezési kihívásokat. Az ilyen komplex megközelítés elősegíti a kutatási eredmények gyakorlati alkalmazását, és alapot teremt a leghatékonyabb technológiai megoldások kiválasztásához. Emellett rávilágít a léptékkülönbségekből fakadó dinamikai, biológiai és technológiai eltérésekre, amelyek meghatározzák a szennyvíziszap kezelhetőségét és mezőgazdasági hasznosíthatóságát.

Mindkét kutatás során a laboratóriumi vizsgálatok az EPH-koncentráció (extrahálható ásványolaj-eredetű szénhidrogének) és a szárazanyag-tartalom meghatározására irányultak. Az EPH-koncentráció mérés azért indokolt, mert az extrakcióval eltávolítható, jellemzően n-C₁₀-n-C₄₀ szénatomszám-tartományba tartozó alifás szénhidrogének adják a szennyvíziszap összes ásványolaj-eredetű szénhidrogén-tartalmának (TPH) mintegy 98-99%-át. A módszer további előnye, hogy a minták előkészítése és elemzése egyszerűbb, ami a laboratóriumi vizsgálatok kivitelezését is jelentősen megkönnyíti.

A nyers szennyvíziszap kísérlet vizsgálati eredményeit az 1. táblázat foglalja össze, amely a különböző mintavételi időpontokban, eltérő koncentrációban beoltott szennyvíziszapok szárazanyag- és EPH- koncentrációinak mért értékeit mutatja be.

1.táblázat: A nyers szennyvíziszap szárazanyag- és EPH-koncentrációjának mért értékei különböző mintavételi időpontokban és beoltási koncentrációk mellett.

(Forrás: saját munka)

Minta jele	Vizsgálati eredmények	
	Szárazanyag tartalom (%)	EPH (mg/kg sz.a.)
1/0	0,82	2271
1/4	0,79	2087
2/4	0,52	1389
3/4	0,46	1258
1/10	0,69	2076
2/10	0,43	1292
3/10	0,37	1125

A kezeletlen, kiindulási szennyvíziszap mintában (1/0 jelű) az extrakcióval eltávolítható alifás szénhidrogének (EPH, n-C₁₀-n-C₄₀) koncentrációja 2271 mg/kg szárazanyag volt, ami mintegy 23-szorosan meghaladta a 36/2006. (V. 18.) FVM rendeletben meghatározott szennyvíziszapból előállított engedéllyel rendelkező komposztra vonatkozó határértéket. A rendelet előírása szerint a TPH-koncentrációnak 100 mg/kg szárazanyag alatt kell maradnia annak érdekében, hogy szennyvíziszap komposzt mezőgazdasági felhasználása ne okozzon környezeti vagy talajtoxikológiai kockázatot.

A kezelést követő 4. napon, ahogy azt az 1. táblázat is mutatja, a kontroll mintában (1/4 jelű) közel 8%-os EPH-koncentráció visszaesést lehet tapasztalni, amely leginkább természetes folyamatok eredménye. A kezelési körülmények (kellő oxigénellátottság és folyamatos kevertetés) elősegítik a már szennyvíziszapban jelen lévő mikroorganizmusok gyorsabb aktivitását és a szénhidrogének lebomlását a folyamat korai szakaszában.

Az első kísérleti beállításban (1%-os ADEPSOILBAC S1 oltóanyaggal) kezelt mintában (2/4 jelű) az EPH-koncentráció 1389 mg/kg sz.a., míg a második kísérleti beállításban (2%-os ADEPSOILBAC S1 oltóanyaggal) kezelt mintában (3/4 jelű) 1258 mg/kg sz.a. volt, ami már kiemelkedő lebomlási hatékonyságot jelez az alapállapothoz képest. A lebontási hatékonyságot az alábbi képlettel lehet számszerűsítve kifejezni.

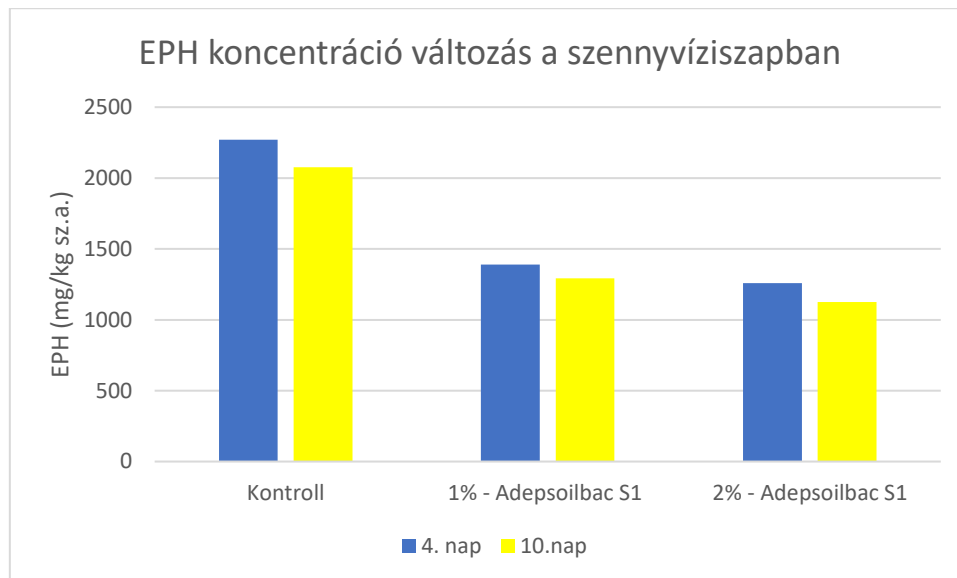
$$\text{Lebontási hatékonyság}(\%) = \frac{EPH_{t_0} - EPH_t}{EPH_{t_0}} \times 100$$

A negyedik nap elteltével tehát az első kísérleti beállítás esetében 39%-os, míg a második beállításnál 45%-os lebontási hatékonyság volt megfigyelhető az alapállapothoz képest. Fontos kiemelni, hogy mindez 10-15 °C közötti környezeti hőmérséklet mellett történt, ami azt jelzi, hogy a biológiai bontás viszonylag alacsony hőmérsékletű körülmények között is hatékonyan végbement.

A szennyvíziszap EPH-tartalmának koncentrációja, valamint annak az alapállapothoz viszonyított időbeni változása a 9. ábrán követhető nyomon.

9.ábra: Az extrakcióval eltávolítható alifás szénhidrogének (EPH) koncentrációjának időbeni változása a szennyvíziszapban, különböző oltóanyag-koncentrációk alkalmazása mellett, az alapállapothoz képest.

(Forrás: saját szerkesztés)



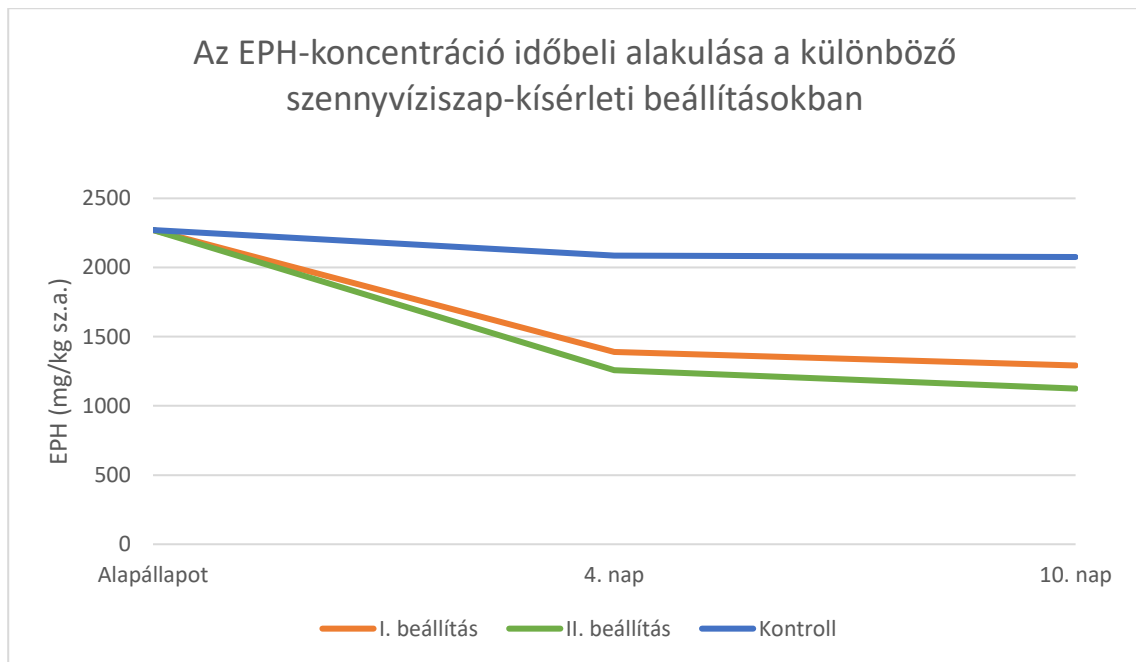
A 9. ábra alapján jól megfigyelhető, hogy a biológiai lebontás intenzitása a 4. napra érte el a maximumát, majd a 10. napra a csökkenés üteme már jelentősen lelassult. Ez arra utal, hogy a szerves anyagok lebontásának döntő része a folyamat kezdeti szakaszában ment végbe, míg a későbbi időszakban a degradáció üteme már csak mérsékelt volt. Az 1%-os oltóanyaggal kezelt mintában (2/10 jelű) a 10. napon az EPH-koncentráció 1292 mg/kg, míg a 2%-os oltóanyaggal kezelt mintában (3/10 jelű) 1125 mg/kg értékre csökkent. A 4. naphoz viszonyítva ez az első beállítás esetében további 7 %-os, a második beállításnál pedig 11 %-os lebontási hatékonyságot jelentett.

A vizsgálat során a szárazanyag tartalom a 10. napig folyamatosan csökkent, ami elsősorban a mikrobiális lebontás tényére vezethető vissza. A baktériumok enzimatis tevékenységük révén a szerves anyagokat vízzé, szén-dioxiddá és egyszerűbb vegyületekké alakítják, csökkentve ezzel a szilárd anyag mennyiségét. Az optimális oxigénellátás és a folyamatos kevertetés tovább fokozza ezt a folyamatot, ami a biológiai lebontás hatékonyságát tükrözi. Ennek ellenére, a több mint 50%-os szárazanyag csökkenés arra is utalhat, hogy a mérési folyamat során analitikai hibák vagy torzító tényezők közrejátszhattak. A kapott eredmények megbízhatóságát több körülmény befolyásolhatja, például, ha a mintavétel nem

azonos keverési szakaszból történt, illetve, ha a laboratóriumi feldolgozás során eltérő szárítási hőmérsékletet alkalmaztak vagy nem azonos időben történt a minták vizsgálata.

10.ábra: Az EPH-koncentráció változása a két különböző szennyvíziszap-kísérleti beállítás összehasonlításában.

(Forrás: saját szerkesztés)



A 10. ábrához tartozó diagram alapján mindkét szennyvíziszap kísérleti beállításban (I. és II.) jelentős EPH-koncentráció csökkenést lehet észlelni a tíznapos vizsgálati időszak alatt. Az első kísérleti beállításban, ahol 1%-os ADEPSOILBAC S1 oltóanyag került alkalmazásra, a teljes lebontási hatékonyság 43% volt, míg a 2%-os oltóanyaggal kezelt második beállítás esetében a lebontás mértéke meghaladta az 50%-ot az alapállapothoz viszonyítva. Az eredmények azt támasztják alá, hogy a lebontási folyamat legintenzívebb szakasza az első négy napban zajlott le, amikor 39%-os (I. beállítás) és 45%-os (II. beállítás) lebontási hatékonyságot lehetett beazonosítani. A 4-10. nap között a lebontás már csak mérsékelten, 7%-kal (I. beállításban) és 11%-kal (II. beállításban) nőtt. Ez bizonyítja, hogy a szennyezőanyagok lebontásának legjelentősebb része ebben a kezdeti időszakban következik be, míg a későbbi periódusban (4-10 nap között) már mérsékeltebb ütemű a koncentrációcsökkenés. Gyakorlati szempontból előnyt jelent, mivel csökkenti a folyamat időigényét, és ezáltal hatékonyabb, gyorsabban kivitelezhető alkalmazást tesz lehetővé.

A II. beállítás esetében a csökkenés üteme gyorsabbnak bizonyult, és a végső EPH koncentráció értékek is alacsonyabbak voltak, mint az I. beállításban. A nagyobb tömegszázalékú beoltás azonban nem eredményezett szembetűnő különbséget. A legkedvezőbb bontási eredmény a II. beállításnál adódott, ahol az EPH-koncentráció 1125 mg/kg szárazanyag-tartalomig csökkent. Ez az érték már megközelíti a mezőgazdasági felhasználáshoz szükséges határértéket, azonban önmagában még nem elegendő ahhoz, hogy a szennyvíziszapból előállított, nem termékengedélyes komposzt biztonságosan alkalmazható legyen.

Fontos azonban kiemelni, hogy a kezelések nagylaboratóriumi keretek között zajlottak, így nem zárható ki, hogy nagyüzemi környezetben a vizsgált beállítások másképp viselkednének. A biológiai bontás hatékonysága függhet a hőmérséklet, a szennyvíziszap összetétele, a keverés, az oxigénellátás és más környezeti tényezők alakulásától, ezért ipari alkalmazás esetén további vizsgálatok és optimalizálás szükséges a kívánt eredmény eléréséhez.

A diplomamunka második részében a nagyüzemi léptékű komposztálási kísérletekből származó adatok elemzése képezte az ásványolaj-tartalmú szennyeződések mikrobiális lebontásával kapcsolatos eredmények alapját. A kísérletek valós üzemeltetési körülmények között zajlottak, ahol a felmerülő kihívásokra folyamatosan gyakorlati megoldásokat kellett kidolgozni. A vizsgálatok során egy összetettebb és érzékenyebb biológiai rendszert kellett kezelni, amely fokozott figyelmet és beavatkozást igényelt. Az így kapott mérési eredményeket a 2. számú táblázat tartalmazza, amely a különböző mintavételi időpontokban mért szárazanyag- és EPH-tartalom értékeit mutatja be.

2.táblázat: A komposztprizma vizsgálati eredményei: a szárazanyag-tartalom és az EPH-koncentráció időbeli alakulása.

(Forrás: Corax-Bioner Zrt. több komposztálási kísérletének adatai)

Minta jele	Vizsgálati eredmények	
	Szárazanyag tartalom (%)	EPH (mg/kg sz.a.)
Komposztálandó víztelenített szennyvíziszap	13,3	443
Komposzt alapállapot	38,4	293
Komposzt 2 hetes	45,8	307
Komposzt 4 hetes	51,4	306
Komposzt 6 hetes	55,2	303
Komposzt 7 hetes/1	52,1	313
Komposzt 7 hetes/2	51,0	288
Komposzt 9 hetes	55,6	149
Komposzt 12 hetes	53,4	114
Komposzt-I 16 hetes	57,2	87,1
Komposzt-II 16 hetes	59,2	84,3
Komposzt-III 16 hetes	57,5	87,6

A vizsgált víztelenített szennyvíziszap kezdeti EPH-koncentrációja 443 mg/kg szárazanyag értéket mutatott, ami több mint négyszeresen meghaladja a 36/2006. (V. 18.) FVM rendeletben meghatározott, kommunális szennyvíziszapból előállított engedélyköteles komposztokra vonatkozó megengedett maximális ásványolaj-tartalom (TPH) határértékét (100 mg/kg szárazanyag). A komposztálási folyamat végére az EPH-koncentráció jelentős mértékben lecsökkent, értéke 84-88 mg/kg szárazanyag tartományba esett, így a végtermék megfelel a jogszabályi követelményeknek, és engedélyezhetően alkalmazható mezőgazdasági termeszőközegként vagy talajjavító anyagként. A TPH-koncentráció ilyen mértékű csökkenése a kutatás legjelentősebb eredményének tekinthető, mivel egyértelműen igazolja a biológiai lebontási folyamat hatékonyságát és a mikrobiológiai kezelés gyakorlati alkalmazhatóságát.

Az alapállapotban mért EPH-koncentráció 293 mg/kg szárazanyag volt, ami mintegy 34%-os csökkenést jelent a víztelenített szennyvíziszap kezdeti értékéhez képest. Ez a változás a struktúráképző anyagok bekeverésének köszönhető, amely során egy egységesebb, de hígabb mátrix alakult ki, így az olajeredetű szénhidrogének aránya természetes módon alacsonyabb lett. A termofil szakasz (2-4-6. hét) során az EPH-koncentráció nem mutatott érdemi változást, az érték stabilan a 300 mg/kg szárazanyag körüli tartományban maradt.

A 7. héten, a termofil fázis lecsengését követően ismételt zöldhulladék-hozzáadásra került sor a beoltás előtt. A struktúrajavításra azért volt szükség, mert a komposzt ekkor még túl nedves, tömörödött és ragadós állagú volt, ami gátolta a megfelelő levegőzést és ezáltal a lebontási folyamatok hatékonyságát. Ennek következtében az EPH-koncentrációban csak csekély mértékű csökkenés volt megfigyelhető: az érték 313 mg/kg szárazanyagról 288 mg/kg szárazanyagra mérséklődött, ami nem tekinthető jelentős változásnak.

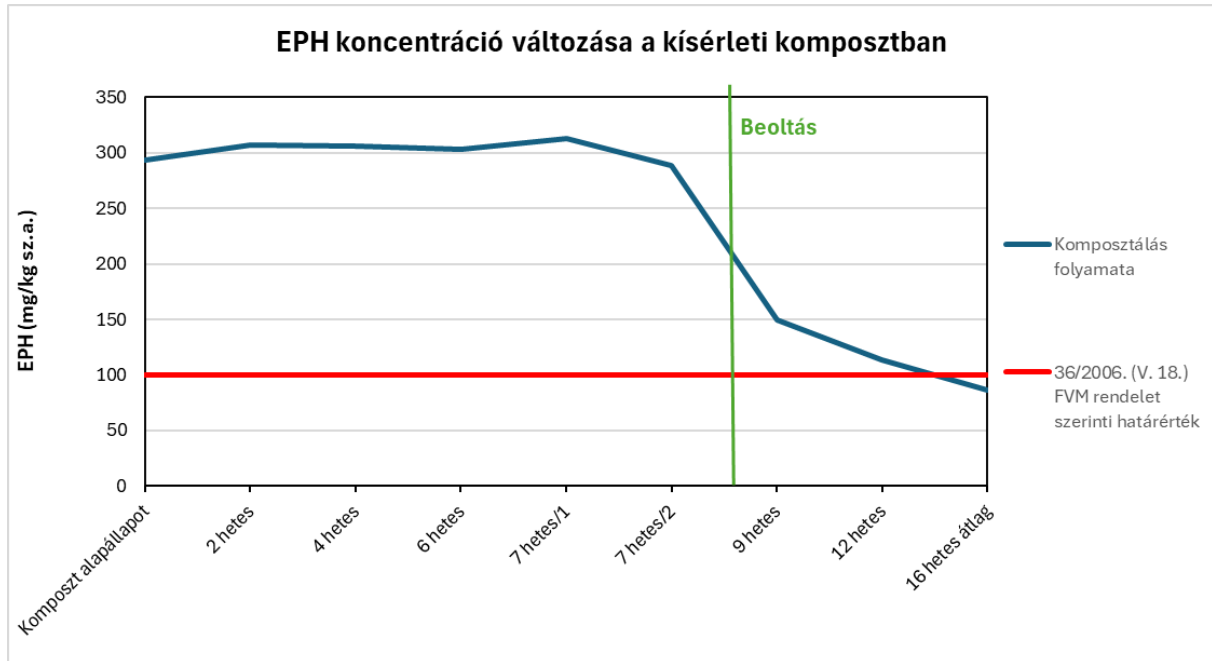
Az érdemi változás a mikrobiológiai kezelési fázis megindulását követően volt megfigyelhető. A beoltást követő két hét elteltével az EPH-koncentráció a felére csökkent (9. hét: 149 mg/kg sz.a.), majd az 5. hétre elérte a határérték-közeli szintet (12. hét: 114 mg/kg sz.a.). Ezt követően, a 16. hétre, az érték tovább csökkent 86,3 mg/kg sz.a.-ra, ami az alapállapothoz képest mintegy 70%-os lebontási hatékonyságot jelentett.

Ezzel párhuzamosan a szárazanyag-tartalom a kiindulási 13,3%-ról 38,4%-ra emelkedett az alapkomposztban, majd a komposztálási folyamat során tovább nőtt, és a 16. hétre 55-59% közötti értéket ért el. Ez a növekedés az intenzív biológiai bomlási folyamatok és az ezekkel járó nedvességveszteség természetes következménye.

A kísérlet eredményei alapján megállapítható, hogy a kezdetben mintegy 400 mg/kg szárazanyag-tartalmú TPH-koncentrációval rendelkező víztelenített szennyvíziszap komposztálása során a termofil fázist követő két hónapon belül sikerült a TPH-szintet a komposzt termékengedélyezéséhez előírt határérték alá csökkenteni, amit a 11. ábrához tartozó diagram is jól szemléltet.

11.ábra: Az EPH koncentráció időbeli változása a szennyvíziszapból készült kísérleti komposztban, a mikrobiológiai beoltás hatásával

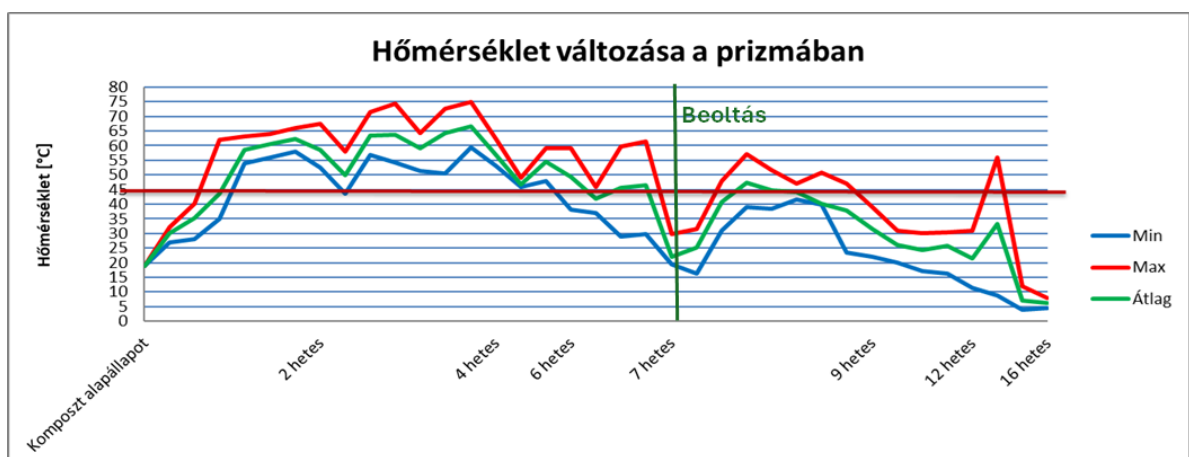
(Forrás: Corax-Bioner Zrt. több komposztálási kísérletéből származó adatainak feldolgozása saját szerkesztéssel)



A komposztprizma hőmérséklet-alakulása a kísérlet során jól tükrözte a biológiai folyamatok intenzitását és a komposzt érésének ütemét, amit a 12. ábrán bemutatott diagram adatai szemléltetnek.

12.ábra: A komposztprizma belső hőmérsékletének időbeli változása - minimum, maximum és átlagértékek a komposztálási folyamat során

(Forrás: Corax-Bioner Zrt. több komposztálási kísérletéből származó adatainak feldolgozása saját szerkesztéssel)



A kezdeti felmelegedési fázisban a hőmérséklet gyorsan emelkedett, rövid idő alatt elérve a 60-70 °C-os csúcshőmérsékletet, ami a biológiailag aktív, termofil szakaszt jellemzi. A maximális hőmérséklet rendszerint 65-75 °C között alakult, míg az átlaghőmérséklet a termofil periódusban 50-60 °C körül stabilizálódott. A mérések szerint a hőmérséklet a 7. hétig viszonylag magas maradt, mind a minimum, mind a maximum értékeket tekintve, amely a mikrobiális aktivitás intenzitását és a szerves anyag bomlásának optimális feltételeit biztosítja. A diagramon jelölt 45°C-os határérték a termofil és az érési (mezofil) szakasz közötti biológiai küszöböt jelöli: e hőmérséklet felett a patogénmentesítés folyamatai dominálnak, míg alatta a humuszképződés és az utóérési folyamatok válnak meghatározóvá. A 7. hét után, a mikrobiológiai beoltás időpontjával egybeesően, jól megfigyelhető a hőmérséklet csökkenése, ami egyértelműen a termofil szakasz lezárulását és a komposzt érési fázisának megindulását jelzi. Ebben az időszakban az átlagos és minimális hőmérsékleti értékek tartósan 40 °C alá csökkentek. A záró, érett szakaszban a komposzt hőmérséklete lényegében a környezeti hőmérséklethez igazodott, különösen a 12-16. hét között, amikor már nem termelődött számottevő hő, jelezve a biológiai aktivitás jelentős mérséklődését és a komposzt stabilizálódását.

A komposztálási folyamat végére, a rostálás előtti állapotban a kísérleti komposzt tömege 20 970 kg volt, ami megközelítőleg 37 m³ térfogatnak felelt meg. A rostálási művelet során 3 930 kg rostamaradék és 17 040 kg készkomposzt (≈ 25 m³) keletkezett. Ennek eredményeként a végtermék tömege mintegy 40%-kal, míg térfogata közel a felére csökkent a kiindulási komposztprizmához viszonyítva. A rostálási folyamat során a durvább, nem teljesen lebomlott frakciók jól elkülöníthetők voltak, és rostamaradékként eltávolításra kerültek, ami jelentősen javította a végső komposzt minőségét, különösen annak szerkezeti homogenitását és fizikai felhasználhatóságát. A komposzt paramétereinek alakulása azt mutatta, hogy a szárazanyag-tartalom folyamatos növekedésével párhuzamosan a prizma fizikai tulajdonságai (mint a tömörödés, rugalmasság és szerkezeti stabilitás) számottevően javultak. Ennek eredményeként az utóérett komposzt jól szellőztethető, egységes szerkezetű anyaggá vált, amely mind fizikai, mind minőségi szempontból megfelel a mezőgazdasági felhasználás követelményeinek.

Összevetve a nyers szennyvíziszap és komposzt vizsgálatok eredményeit megállapítható, hogy a biológiai szénhidrogén-lebontás hatékonysága jelentősen eltérhet a környezeti és technológiai feltételek függvényében.

A nagylaboratóriumi kísérletben, ahol a nyers szennyvíziszap alacsonyabb szárazanyag-tartalmú és homogénebb közegben került kezelésre, mindössze tíz nap alatt mintegy 70%-os EPH-csökkenés volt elérhető. Ezzel szemben az üzemi léptékű komposztálási folyamatban (a víztelenített iszap magasabb szárazanyag-tartalma és korlátozott levegőellátottsága miatt) ugyanehhez a lebontási hatékonysághoz mintegy tizenhat hétre volt szükség. Ez jól mutatja, hogy a biológiai starterkultúra hatékonysága nagymértékben függ a közeg fizikai tulajdonságaitól, különösen a nedvességtartalomtól és az oxigénellátottságtól. A hígabb, homogénebb közeg kedvezőbb környezetet biztosít a mikroorganizmusok aktivitásához, ezáltal gyorsabb és intenzívebb szénhidrogén-lebontás valósul meg, míg a víztelenített, tömörebb iszapban a korlátozott oxigénviszonyok és a gyengébb anyagtranszport lassíthatják a folyamatokat.

6. Következtetések és javaslatok

A nyers szennyvíziszappal végzett nagylaboratóriumi vizsgálatok eredményei alapján megállapítható, hogy az ADEPSOILBAC S1 biológiai oltóanyag alkalmazása hatékonyan lebontja az ásványolaj-eredetű szénhidrogéneket (TPH), a tíznapos vizsgálati periódus alatt is mintegy 50%-os lebontási hatékonyságot képes biztosítani. A legnagyobb mértékű koncentrációcsökkenés a 2%-os oltóanyag-dózissal kezelt mintában volt tapasztalható, ahol az EPH-érték 1125 mg/kg szárazanyag-tartalomra csökkent, ami már megközelíti a 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendeletben meghatározott 1000 mg/kg-os határértéket. A bontás intenzitása elsősorban a folyamat első négy napjában volt meghatározó, míg a későbbi időszakban a koncentrációcsökkenés üteme mérséklődött. Ez azt jelzi, hogy a biológiai lebontás szempontjából a kezdeti időszak optimalizálása, megfelelő oxigénellátás, keverési intenzitás és mikrobiális aktivitás biztosítása kulcsfontosságú.

A kísérlet ugyanakkor korlátozott beállítási lehetőségek mellett zajlott, mindössze két oltóanyag-koncentráció vizsgálatával. Javasolt tehát, a további kutatások során a vizsgálatokat több beállítással kiegészíteni, például eltérő hőmérsékleti viszonyok, levegőztetési módok, oltóanyag-koncentrációk vagy mintavételezési stratégiák alkalmazásával, hogy a biológiai bontás körülményei és hatékonysága pontosabban értékelhetők legyenek. Bár a nagylaboratóriumi körülmények között a folyamat jól reprodukálható és kontrollálható, a technológia valódi értékelése üzemi léptékben végezhető el, ahol a dinamikusabb környezeti tényezők és a heterogénebb iszapösszetétel is figyelembe vehető. Gyakorlati szempontból a folyamat időigényének csökkenése és a rövidebb kezelési idő lehetősége gazdasági és technológiai előnyt jelenthet a szennyvíziszap kezelés során.

Emellett az eredmények egyértelműen igazolták, hogy a biológiai oltóanyag hatékonysága jelentősen nagyobb a nedvesebb, homogénebb közegben, ahol a lebontás jóval gyorsabban megy végbe, mint a víztelenített, magasabb szárazanyag-tartalmú iszapban vagy a komposztban. Ezért célszerű már az iszap víztelenítését megelőző technológiai szakaszban (például a kevert, homogenizált vagy kigázósított iszap esetében) megkezdeni a biológiai kezelést. Ily módon a komposztálás alapanyagául szolgáló víztelenített iszap TPH-koncentrációja már eleve alacsonyabb szintről indulhat, ami gyorsabb és hatékonyabb lebontást eredményezhet a komposztálási fázisban. Ez a megközelítés elősegítheti egy stabilabb, mezőgazdasági felhasználásra alkalmas komposzt előállítását. További

javaslatként érdemes lehet nemcsak a kommunális, hanem az egyes ipari szektorokból származó szennyvíziszapok kezelésének vizsgálata is.

A komposztálási technológia hatékonyságát és a végtermék minőségét alapvetően a technológiai paraméterek pontos szabályozása határozza meg. Kiemelten fontos a mikrobiológiai oltóanyag megfelelő időben történő adagolása. A tapasztalatok szerint a legkedvezőbb biológiai lebomlás a termofil fázis lezárultát követően, magas nedvességtartalmú és homogén szerkezetű közegben érhető el. A jövőbeni fejlesztések során célszerű olyan modern, szenzor alapú automatikus ellenőrző- és szabályozórendszerek bevezetése, amelyek a hőmérsékletet, nedvességtartalmat és oxigénellátást valós időben képesek követni és korrigálni. Az automatizált forgatás, nedvesítés és levegőztetés tovább növelheti a folyamat hatékonyságát, stabilitását és gazdaságosságát.

További kutatások indokoltak annak feltárására, hogy a különböző zöldhulladék-típusok és adalékanyagok (például faforgács vagy mezőgazdasági melléktermékek) miként befolyásolják a komposzt fizikai és kémiai tulajdonságait, valamint a technológia rugalmasságát. Fontos odafigyelni a munkagépek műszaki állapotára is, mivel az esetleges olaj- vagy üzemanyag-szivárgások kőolajszármazék-szennyezést okozhatnak, torzítva a TPH-eredményeket és rontva a végtermék minőségét.

A fenntartható komposztálás gyakorlati megvalósítása logisztikai és nyersanyag-ellátási kihívásokat is felvet. Míg a szennyvíziszap folyamatosan rendelkezésre áll a szennyvíztisztító telepeken, addig a zöldhulladék mennyisége szezonálisan ingadozik. Ennek kiegyensúlyozására javasolt olyan szervezési és technológiai megoldások kidolgozása, amelyek biztosítják a zöld komponens állandó utánpótlását, vagy rugalmasan alkalmazható alternatív adalékanyagok bevezetését.

Összességében a komposztálás továbbra is környezetbarát és költséghatékony megoldást kínál a szennyvíziszap hasznosítására. A szennyvíziszap ásványolajtartalmának még nedves állapotban történő kezelése hozzájárul a jogszabályi határértékek teljesítéséhez és a későbbi feldolgozási lépések hatékonyságának növeléséhez. A módszer valódi jelentősége azonban nem csupán a megfelelésben, hanem a fenntartható hulladékgazdálkodás és a körforgásos gazdaság elveinek gyakorlati megvalósításában rejlik.

7. Összefoglalás

A szennyvíziszap kezelése és hasznosítása napjaink egyik legfontosabb környezetvédelmi és gazdasági kihívása, hiszen a települési szennyvíztisztítás során keletkező melléktermék jelentős mennyiségű szerves anyagot és szennyező vegyületet tartalmaz. A TPH-szennyezettség a hazai szennyvíztelepeken országos szintű problémát jelent. A szennyvíziszapból készült komposztban a TPH-koncentráció a legtöbb esetben jelentősen meghaladja a mezőgazdasági felhasználásra megengedett, 1000 mg/kg szárazanyag értéket, és minden vizsgált esetben túllépte az értékesíthető termékre vonatkozó, 100 mg/kg szárazanyag határértéket is. A megfelelő kezelés nélkül történő elhelyezés vagy mezőgazdasági felhasználás komoly talaj- és vízminőségi kockázatot hordoz. A szigorodó környezetvédelmi előírások, valamint a körforgásos gazdaság elvének térnyerése egyre inkább szükségessé teszi olyan technológiák fejlesztését, amelyek biztosítják a szennyvíziszap biztonságos és értékteremtő újrahasznosítását. A biológiai kezelési eljárások ebben fontos szerepet töltenek be, hiszen természetes mikroorganizmusok segítségével történik a veszélyes szerves szennyezők lebontása.

A diplomadolgozat célja a kommunális szennyvíziszapban található összes ásványolaj-eredetű szénhidrogén (TPH) koncentrációjának csökkentését célzó biológiai kezelési technológiák hatékonyságának vizsgálata volt. A kutatás célkitűzése, hogy a kezelés eredményeként előállított iszap megfeleljen a vonatkozó jogszabályi előírásoknak, és biztonságosan felhasználható legyen a mezőgazdasági talajjavítás során.

A kísérleti munka során két különböző léptékű vizsgálat: nagylaboratóriumi és üzemi vizsgálatok eredményei kerültek összevetésre. A nagylaboratóriumi vizsgálatok célja a Corax-Bioner Zrt. által fejlesztett ADEPSOILBAC S1 mikrobiológiai starterkultúra lebontási hatékonyságának értékelése volt, míg az üzemi kísérlet a víztelenített iszap komposztálásán keresztül a gyakorlatban alkalmazható megoldások tesztelésére irányult. Az oltóanyag öt, kőolajszármazékok biodegradációjára specializált baktérium törzset tartalmaz, melyek együttesen képesek a szénhidrogén szennyezések lebontására és a szerves anyagok stabilizálására.

A nagylaboratóriumi eredmények alapján az EPH-koncentráció alapállapotban a kezeletlen mintában 2271 mg/kg szárazanyag értéket mutatott, ami több mint kétszerese a 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendeletben előírt 1000 mg/kg-os határértéknek. A biológiai kezelés

hatására már a negyedik napon 39-45%-os csökkenés volt megfigyelhető, ami jól mutatja, hogy a lebontási folyamat legintenzívebb szakasza a korai periódusban zajlik. A tíznapos vizsgálat végére a 2%-os beoltással kezelt minta EPH-tartalma 1125 mg/kg szárazanyagra mérséklődött, ami a legjobb bontási eredménynek tekinthető. Ez az érték már megközelíti a jogszabályi határértéket, azonban önmagában még nem elegendő az ebből előállított komposzt mezőgazdasági felhasználáshoz. A folyamat során a mikrobiális aktivitás alacsony hőmérsékleten is lezajlott, azonban a paraméterek optimalizálásával várhatóan tovább lehetne növelni a hatékonyságot.

Az üzemi komposztálási kísérletek során a víztelenített szennyvíziszap és a zöldhulladék keverékéből készült komposzt tizennyolc hetes érlelési perióduson ment keresztül. A hőmérsékleti adatok alapján a termofil szakasz 6-7 hétig tartott, ami kedvezett a patogén mikroorganizmusok elpusztulásának és a szerves anyagok lebomlásának. A komposzt EPH-tartalma a folyamat végére a kiindulási alapállapothoz képest (293 mg/kg szárazanyag) 84-88 mg/kg szárazanyag közötti értékre csökkent, ami már megfelel a 36/2006. (V. 18.) FVM rendeletben rögzített határértéknek. A vizsgálatok egyértelműen igazolták, hogy az ADEPSOILBAC S1 oltóanyag alkalmazása a komposztálás során is hatékony.

A szerves szennyezők lebontása vizes közegben jóval hatékonyabban megy végbe, mint száraz környezetben, ezért a mikrobiológiai beoltást már a komposztálás előtt, a szennyvíz- és iszapkezelés híg fázisában célszerű megkezdeni, ugyanis önmagában a komposzt utólagos beoltása nem mindig biztosítja a szennyezőanyagra vonatkoztatott határértékek teljesülését. A TPH-tartalom csökkentéséhez a biodegradációs folyamatot a kezelés korai szakaszában kell elindítani. A kísérletek összehasonlítása azt is kimutatta, hogy a mikrobiális aktivitást a nedvességtartalom és az oxigénellátás szabja meg: laboratóriumi körülmények között a jobb levegőztetés és nedvesség gyorsabb lebontást eredményezett, míg az üzemi komposztálás tömörebb szerkezete és korlátozott légáramlása lassította a folyamatot. A biológiai kezelés hatékonyságának növeléséhez ezért elengedhetetlen a levegőztetés és a nedvességszint megfelelő szabályozása.

Az eredmények gyakorlati szempontból hozzájárulnak a szennyvíziszap környezetbarát újrahasznosításához. A módszer gazdaságos és alacsony energiaigényű alternatívát kínál a kémiai oxidációs vagy hőkezelési eljárásokkal szemben. Az oltóanyag alkalmazásával előállított komposzt elősegíti a talaj szervesanyag tartalmának növelését, javítja a talaj vízmegtartó képességét, valamint elősegíti a mikrobiális aktivitás fokozódását. A környezeti kockázatok minimalizálása érdekében viszont elengedhetetlen a komposzt minőségi

paramétereinek rendszeres monitorozása. A jövőbeni kutatásoknak célszerű lenne a komposzt mezőgazdasági felhasználásának hosszú távú hatásait kivizsgálni, valamint a termesztett növények esetleges szennyezőanyag felhalmozódását nyomon követni.

A fejlesztési irányok közé tartozik még az automatizált paraméterszabályozás, az alternatív strukturáló anyagok alkalmazása és a bioremediációs hatékonyság növelése. Emellett kiemelten fontos a munkagépek olaj- és üzemanyag maradványainak csökkentése, hogy megelőzhető legyen a további felülszennyeződés. A technológia fejlesztése és ipari léptékű alkalmazása támogatja a hulladékkezelés modernizálását, a körforgásos gazdaság céljainak elérését és a mezőgazdasági fenntarthatóság erősítését.

Noha napjainkban a környezetvédelmi szempontok gyakran háttérbe szorulnak a gazdasági érdekekkel szemben, a jövőben az anyag- és energiahordozó készletek kimerülése várhatóan rákényszeríti a társadalmat a fenntarthatósági elvek következetes érvényesítésére. Éppen ezért, amíg még rendelkezésünkre áll a cselekvés lehetősége, elengedhetetlen, hogy a környezettudatos megoldásokat ne csupán alternatívaként, hanem az emberi életfeltételek megőrzésének alapvető eszközeként kezeljük.

8. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani Bernáth Balázsnak, aki elvállalta a külső konzulensi szerepet, és aki szakmai iránymutatásával, értékes tanácsaival és tapasztalatával nagyban hozzájárult a diplomamunkám sikeres elkészítéséhez.

Köszönettel tartozom a Corax-Bioner Zrt.-nek, különösen a vállalat vezérigazgatójának Fekete Gábornak, hogy kutatásom megvalósításához helyet és anyagi lehetőséget biztosított, illetve a vállalat minden munkatársának, akik támogatásukkal és együttműködésükkel segítették a vizsgálatok lebonyolítását.

Továbbá köszönet illeti belső konzulensemét, aki szakmai támogatásával, türelmével és építő jellegű visszajelzéseivel végigkísérte a munkám elkészítésének folyamatát.

Minden közreműködő segítségét és támogatását ezúton is őszintén köszönöm.

9. Irodalomjegyzék

1995. évi LVII. törvény a vízgazdálkodásról. *Magyar Közlöny*, 1995/50.

201/2001. (X. 25.) Korm. rendelet a szennyvíz és szennyvíziszap elhelyezésének, hasznosításának és kezelésének műszaki követelményeiről. *Magyar Közlöny*, 2001/128.

2012. évi CLXXXV. törvény a hulladékgazdálkodásról. *Magyar Közlöny*, 2012/162.

220/2004. (VII. 21.) Korm. rendelet a felszíni vizek védelméről. *Magyar Közlöny*, 2004/100.

28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a felszíni vizek minőségének védelméhez szükséges határértékekről. *Magyar Közlöny*, 2004/184.

36/2006. (V. 18.) FVM rendelet a terméshozó anyagok engedélyezéséről, tárolásáról, forgalmazásáról és mezőgazdasági alkalmazásáról. *Magyar Közlöny*, 2006/65.

40/2008. (II. 26.) Korm. rendelet a telepi komposztálás műszaki és higiéniai követelményeiről. *Magyar Közlöny*, 2008/23.

50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet a szennyvíz és szennyvíziszap mezőgazdasági felhasználásáról. *Magyar Közlöny*, 2001/37.

59/2008. (IV. 29.) FVM rendelet a nitrátérzékeny területeken alkalmazható szennyvíziszapok mezőgazdasági felhasználásának korlátozásáról. *Magyar Közlöny*, 2008/63.

559/2023. (XII. 14.) Korm. rendelet a komposztálás és stabilizálás műszaki feltételeinek pontosításáról. *Magyar Közlöny*, 2023/187.

7/2023. (I. 12.) Korm. rendelet a visszanyert víz mezőgazdasági célú felhasználásáról, valamint az 50/2001. (IV. 3.) Korm. rendelet módosításáról. *Magyar Közlöny*, 2023/6.

Az Európai Parlament és a Tanács (EU) 2020/741 rendelete az újrahasznosított víz mezőgazdasági öntözésre történő biztonságos felhasználásáról. *Az Európai Unió Hivatalos Lapja*, L 177/32.

Aguelmous A., Fels El L., Souabi S., Zamama M., és Hafidi M. (2019): *The fate of total petroleum hydrocarbons during oily sludge composting: a critical review*. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, 18(3), 473–493. o;

Ahmed J., Thakur A., és Goyal A. (2021): *Industrial wastewater and its toxic effects*. In: *Biological Treatment of Industrial Wastewater*. Cambridge: Royal Society of Chemistry, 1-14. o.;

Akpor O. B., Otohinoyi, D. A., Olaolu, D. T., és Aderiye, B. I. (2014): *Pollutants in wastewater effluents: impacts and remediation processes*. International Journal of Environmental Research and Earth Science, 3(3), 50–59. o.;

Andreoli, C. V., Sperling, M. V., és Fernandes, F. (2007): *Sludge treatment and disposal*. IWA Publishing, 1–227. o.;

Ayach, J., El Malti, W., Duma, L., Lalevée, J., Al Ajami, M., Hamad, H., és Hijazi, A. (2024): *Comparing conventional and advanced approaches for heavy metal removal in wastewater treatment: an in-depth review emphasizing filter-based strategies*. Polymers, 16(14), 1959, 1–19. o.;

Ayilara, M. S., Olanrewaju, O. S., Babalola, O. O., és Odeyemi, O. (2020): *Waste management through composting: Challenges and potentials*. Sustainability, 12(11), 1–17. o.;

Azamathulla, H. Md., Ghani, A. Ab., és Fei, S. Y. (2012): *ANFIS-based approach for predicting sediment transport in clean sewer*. Applied Soft Computing, 12(3), 1227–1230. o.;

Azoma, D., Ubechu, A. E., Amadi, B. O., Agidi, C. C., Irefin, M. O., és Okeke, O. C. (2024): *Aspects of Wastewater Collection, Treatment and Reuse: Review of Principles and Practices*. IIARD International Journal of Geography & Environmental Management, 10(5), 1–37. o.;

Bogusławski, B., Sobczak, P., és Głowacka, A. (2022): *Assessment of extraneous water inflow in separate sewerage system by different quantitative methods*. Applied Water Science, 12(278), 1–12. o.;

Botturia, A., Ozbayramb, E. G., Tonderac, K., Gilbertd, N. I., Rouaulte, P., Caradote, N., Gutierrezf O., Daneshgara S., Frisona N., Akyol C., Foglia A., Eusebi A. L., és Fatone, F. (2021): *A critical review on best practice and innovative solutions to mitigate impacts on environment and human health*. Critical Reviews in Environmental Science and Technology, 51(15), 1585–1618. o.;

Etsuyankpa, M. B., Augustine, A. U., Musa, S. T., Mathew, J. T., Ismail, H., Salihu, A. M., és Mamman, A. (2024): *An overview of wastewater characteristics, treatment and disposal: A Review*. Journal of Applied Sciences and Environmental Management, 28(5), 1553–1572. o.;

Fayemiwo, O. M., Moothi, K., és Daramola, M. (2017): *BTEX compounds in water–future trends and directions for water treatment*. *Water SA*, 43(4), 602–613. o.;

Fernandes, J., Ramísio, P. J., és Puga, H. (2024): *A comprehensive review on various phases of wastewater technologies: Trends and future perspectives*. *Eng*, 5(4), 2633–2661. o.;

Fytili, D., és Zabaniotou, A. (2008): *Utilization of sewage sludge in EU – application of old and new methods: A review*. *Renewable and Sustainable Energy Reviews*, 12(1), 116–140. o.;

GracePavithra, K., Jaikumar, V., Senthil Kumar, P., és SundarRajan, P. (2019): *A review on cleaner strategies for chromium industrial wastewater: present research and future perspective*. *Journal of Cleaner Production*, 228, 580–593. o.;

Gutierrez-Mata, A. G., Velazquez-Martínez, S., Álvarez-Gallegos, A., Ahmadi, M., Hernández-Pérez, J. A., Ghanbari, F., és Silva-Martínez, S. (2017): *Recent overview of solar photocatalysis and solar photo-Fenton processes for wastewater treatment*. *International Journal of Photoenergy*, 1, 8528063, 1–20. o.;

Insam, H., és de Bertoldi, M. (2007): *Microbiology of the composting process*. *Waste Management Series*, 8, Elsevier, 2–16. o.;

Kacprzak, M., Neczaj, E., Fijałkowski, K., Grobelak, A., Grosser, A., Worwag, M., Rorata A., Brattebo H., Almås Å., és Singh, B. R. (2017): *Sewage sludge disposal strategies for sustainable development*. *Environmental Research*, 156, 39–46. o.;

Kamizela, T., Kowalczyk, M., és Zawieja, I. (2020): *The use of chemical methods and magnetic field in conditioning and dewatering of digested sewage sludge*. *Water*, 12(6), 1–13. o.;

Kasonga, T. K., Coetzee, M. A. A., Kamika, I., Ngole-Jeme, V. M., és Momba, M. N. (2021): *Endocrine-disruptive chemicals as contaminants of emerging concern in wastewater and surface water: A review*. *Journal of Environmental Management*, 277, 111485, 1–8. o.;

Kato, S., és Kansha, Y. (2024): *Comprehensive review of industrial wastewater treatment techniques*. *Environmental Science and Pollution Research*, 31(39), 51064–51097. o.;

Kulkarni, S. J. (2016): *Wastewater treatment for lead removal: a review*. *International Journal of Scientific Research in Science, Engineering and Technology*, 1(1), 272–275. o.;

Kundu, P., és Mishra, I. M. (2018): *Treatment and reclamation of hydrocarbon-bearing oily wastewater as a hazardous pollutant by different processes and technologies: a state-of-the-art review*. *Reviews in Chemical Engineering*, 35(1), 73–108. o.;

Kuppusamy, S., Maddela, N. R., Megharaj, M., és Venkateswarlu, K. (2020): *Total petroleum hydrocarbons*. Springer International Publishing, 1–196. o.;

Lakshmi, K. S., és Reddy, M. A. (2017): *Wastewater – an overview*. International Journal of Contemporary Research and Review, 8(8), 20254–20262. o.;

LaMartina, E. L., Mohaimani, A. A., és Newton, R. J. (2021): *Urban wastewater bacterial communities assemble into seasonal steady states*. Microbiome, 9, 116, 1–13. o.;

Lawal, A. T. (2017): *Polycyclic aromatic hydrocarbons: A review*. Cogent Environmental Science, 3(1), 1–61. o.;

Lofrano, G., és Brown, J. (2010): *Wastewater management through the ages: A history of mankind*. Science of the Total Environment, 408(22), 5254–5264. o.;

Mashhadikhan, E., Ebadi Amooghin, A., Sanaeepur, H. R., és Shirazi, M. M. A. (2022): *A critical review on cadmium recovery from wastewater towards environmental sustainability*. Desalination, 535, 115815, 1–20. o.;

Mehrjoui, M., Müller, S., és Möller, D. (2015): *A review on photocatalytic ozonation used for the treatment of water and wastewater*. Chemical Engineering Journal, 263, 209–219. o.;

Mohammadi, L., Rahdar, A., Bazrafshan, E., Dahmardeh, H., Susan, M. A. B. H., és Kyzas, G. Z. (2020): *Petroleum hydrocarbon removal from wastewaters: a review*. Processes, 8(4), 1–26. o.;

Naidoo, S., és Olaniran, A. O. (2014): *Treated wastewater effluent as a source of microbial pollution of surface water resources*. International Journal of Environmental Research and Public Health, 11(1), 249–270. o.;

Oladimeji, T. E., Oyedemi, M., Emetere, M. E., Agboola, O., Adeoye, J. B., és Odunlami, O. A. (2024): *Review on the impact of heavy metals from industrial wastewater effluent and removal technologies*. Heliyon, 10(23), 1–23. o.;

Patel, A. B., Shaikh, S., Jain, K. R., Desai, C., és Madamwar, D. (2020): *Polycyclic aromatic hydrocarbons: sources, toxicity, and remediation approaches*. Frontiers in Microbiology, 11, 562813, 1–18. o.;

Prabu, S. L., Suriyaprakash, T. N. K., és Kumar, A. J. (2011): *Wastewater treatment technologies: A review*. Pharma Times, 43(5), 55–62. o.;

- Raheem, A., Sikarwar, V. S., He, J., Dastyar, W., Dionysiou, D. D., Wang, W., és Zhao, M. (2018): *Opportunities and challenges in sustainable treatment and resource reuse of sewage sludge: A review*. Chemical Engineering Journal, 337, 616–641. o.;
- Riffat, R. (2013): *Fundamentals of Wastewater Treatment and Engineering*. Taylor & Francis Group, London, 119–184. o.;
- Sathya, K., Nagarajan, K., Carlin Geor Malar, G., Rajalakshmi, S., és Raja Lakshmi, P. (2022): *A comprehensive review on comparison among effluent treatment methods and modern methods of treatment of industrial wastewater effluent from different sources*. Applied Water Science, 12, 70, 5–7. o.;
- Schaum, C., és Lux, J. (2010): *Sewage sludge dewatering and drying*. ReSource – Abfall, Rohstoff, Energie, 1, 727–737. o.;
- Sengupta, S., Nawaz, T., és Beaudry, J. (2015): *Nitrogen and phosphorus recovery from wastewater*. Current Pollution Reports, 1(3), 155–166. o.;
- Singh, R. P., és Agrawal, M. (2008): *Potential benefits and risks of land application of sewage sludge*. Waste Management, 28(2), 347–358. o.;
- Sonune, A., és Ghate, R. (2004): *Developments in wastewater treatment methods*. Desalination, 167, 55–63. o.;
- Suess, E., Berg, M., Bouchet, S., Cayo, L., Hug, S. J., Kaegi, R., és Buser, A. M. (2020): *Mercury loads and fluxes from wastewater: A nationwide survey in Switzerland*. Water Research, 175, 115708, 1–9. o.;
- Varjani, S. J. (2017): *Microbial degradation of petroleum hydrocarbons*. Bioresource Technology, 223, 277–286. o.;
- Wollmann, F., Dietze, S., Ackermann, J.-U., Bley, T., Walther, T., Steingroewer, J., és Krujatz, F. (2019): *Microalgae wastewater treatment: Biological and technological approaches*. Engineering in Life Sciences, 19(12), 860–871. o.;
- Wu, H., Zhang, J., Ngo, H. H., Guo, W., Hu, Z., Liang, S., és Liu, H. (2015): *A review on the sustainability of constructed wetlands for wastewater treatment: design and operation*. Bioresource Technology, 175, 594–601. o.;

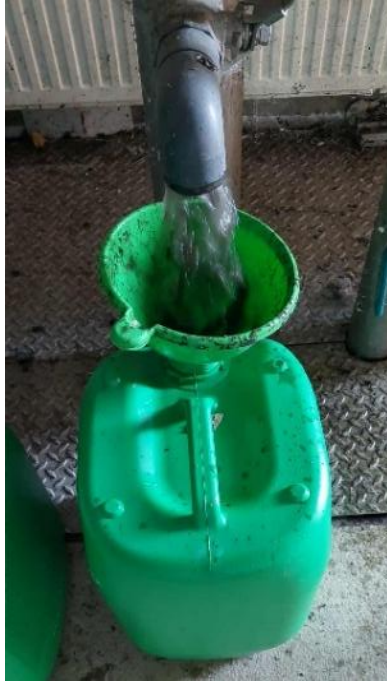
Yuan, T., és Pian, Y. (2023): *Hospital wastewater as hotspots for pathogenic microorganisms spread into aquatic environment: A review*. *Frontiers in Environmental Science*, 10, 1091734, 1–7. o.;

Zagklis, D. P., és Bampos, G. (2022): *Tertiary wastewater treatment technologies: a review of technical, economic, and life cycle aspects*. *Processes*, 10(11), 1–20. o.;

10. Mellékletek

1. melléklet: A kutatás alapanyagát képező szennyvíziszap begyűjtése az iszaphomogenizáló medencéből.

(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



2. melléklet: ADEPSOILBAC S1 mikrobiológiai starterkultúra

(képet készítette: Koscsó Fanni, 2025)



11. Nyilatkozatok

MATE Szervezeti és Működési Szabályzat

III. Hallgatói Követelményrendszer

III.1. Tanulmányi és Vizsgaszabályzat

6.13. sz. függelék: A MATE egységes szakdolgozat / diplomadolgozat / záródolgozat / portfólió készítési útmutatója

4.2. sz. melléklete: Nyilatkozat a záródolgozat/szakdolgozat/diplomadolgozat/portfólió nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről (módosítva: 2025. október 16.)

NYILATKOZAT

a diplomadolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: Koscsó Fanni
A Hallgató Neptun kódja: HY5WHQ
A dolgozat címe: Technológia a szennyvíziszap és a szennyvíziszapból készített komposzt ásványolaj tartalmának csökkentésére
A megjelenés éve: 2025
A konzulens intézetének neve: Környezettudományi Intézet
A konzulens tanszékének a neve: Környezetanalitikai és Környezettechnológiai Tanszék

Kijelentem, hogy az általam benyújtott diplomadolgozat egyéni, eredeti jellegű, saját szellemi alkotásom. Azon részeket, melyeket más szerzők munkájából vettem át, egyértelműen megjelöltem, és az irodalomjegyzékben szerepeltettem. Továbbá kijelentem, hogy a dolgozat elkészítése során alkalmazott mesterséges intelligencia-eszközök (pl. szöveggenerálás, nyelvi javítás, fordítás, adatelemzés) használata nem helyettesítette a saját kutatási és alkotói munkámat, azok alkalmazását a források között vagy a módszertani részben feltüntettem, és a szakmai-etikai elvárásoknak megfelelően jártam el.

Ha a fenti nyilatkozattal valótlant állítottam, tudomásul veszem, hogy a záróvizsga-bizottság a záróvizsgából kizár és a záróvizsgát csak új dolgozat készítése után tehetek.

A leadott dolgozat, mely PDF dokumentum, szerkesztését nem, megtekintését és nyomtatását engedélyezem.

Tudomásul veszem, hogy az általam készített dolgozatra, mint szellemi alkotás felhasználására, hasznosítására a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem mindenkor szellemi tulajdon-kezelési szabályzatában megfogalmazottak érvényesek.

Tudomásul veszem, hogy dolgozatom elektronikus változata feltöltésre kerül a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem könyvtári repozitori rendszerébe. Tudomásul veszem, hogy a megvédett és

- nem titkosított dolgozat a védést követően
- titkosításra engedélyezett dolgozat a benyújtásától számított 5 év eltelté után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: Budapest, 2025. év 10. hó 26. nap



Hallgató aláírása

Hallgatók, doktoranduszok nyilatkozata mesterséges intelligencia (MI) alkalmazásáról

1. Általános adatok

Hallgató neve:	Koscsó Fanni
Neptun-kódja:	HY5WHQ
Képzési szint (a megfelelőt jelölje X-szel):	<input type="checkbox"/> BSc/BA <input checked="" type="checkbox"/> MSc/MA <input type="checkbox"/> Doktori (PhD) <input type="checkbox"/> Egyéb:
Tantárgy neve/kódja*:	Diplomamunka 2 - KORTU037L
A munka címe:	Technológia a szennyvíziszap és a szennyvíziszapból készített komposzt ásványolaj tartalmának csökkentésére

* doktori értekezés esetén nem kitöltendő

2. Nyilatkozat az MI használatáról

Alulírott, etikai felelősségem teljes tudatában az alábbi nyilatkozatot teszem:

(Kérjük, válasszon egyet az alábbi lehetőségek közül!)

- A) Nem alkalmaztam mesterséges intelligencia rendszert vagy szolgáltatást.
(Amennyiben ezt jelölte, a további táblázatok kitöltése nem szükséges.)
- B) Alkalmaztam mesterséges intelligencia rendszert vagy szolgáltatást.
(Kérjük, töltsse ki a vonatkozó táblázatokat!)

3. A mesterséges intelligencia használatának részletezése

I. TÁBLÁZAT: Asszisztensi vagy kisebb mértékű felhasználás (pl. fordítás, nyelvi korrektúra, ötletelés stb.)

(Ezen felhasználások esetében a konkrét promptok és válaszok csatolása nem szükséges.)

A felhasználás célja	Alkalmazott MI-eszköz neve és verziója	Érintett rész (ha nem a szöveg egészére vonatkozik)
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.2. – 5. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.3.1. – 1. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.3.2. – 2. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.3.3. – 3. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.3.4. – 4.,5. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.3.5. – 2. bekezdés

Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.4.- 4.,5.,11.,13.,15. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.5. – 1.,7.,11. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.6. – 3.,7.,8.,9. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.7. – 2.,7. bekezdés
Nyelvi korrektúra és fordítás	ChatGPT	3.8. – 4. bekezdés
Nyelvi korrektúra	ChatGPT	3.9. – 2.,3. bekezdés
Nyelvi korrektúra	ChatGPT	4.4. – 1., bekezdés

II. TÁBLÁZAT: Jelentős tartalmi hozzájárulás (pl. egy teljes ábra vagy egy hosszabb szövegrész generálása)

(Ezekben az esetekben a felhasznált kulcsfontosságú promptok és az MI által adott nyers válaszok dokumentálása és a munka mellékletében való csatolása szükséges.)

A felhasználás célja	Alkalmazott eszköz verziója, elérhetősége	MI-neve,	Az érintett fejezet / ábra / táblázat pontos sorszáma	A prompt-naplót tartalmazó melléklet bejegyzésének sorszáma

3/A. Oktató által előírt kiegészítő szabályok (ha vannak)

Amennyiben az adott tantárgy oktatója vagy témavezetője az MI-eszközök használatára vonatkozóan külön szabályokat vagy elvárásokat határozott meg, kérjük, az alábbi mezőben foglalja össze ezeket:

Pl. az MI használatának tilalma bizonyos feladattípusokra; csak konkrét eszköz használata engedélyezett; eltérő hivatkozási elvárások; dokumentációs forma stb.

Oktató vagy témavezető által előírt szabályok:

.....

.....

.....

.....

4. Minden hallgatóra vonatkozó nyilatkozat:

Kijelentem, hogy az MI által esetlegesen generált tartalmakat minden esetben kritikailag felülvizsgáltam, szerkesztettem és a munkába illesztettem. A leadott munka minden eleméért, annak eredetiségéért és tudományos helytállóságáért teljes körű felelősséget vállalok. Tudomásul veszem, hogy a Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem a benyújtott munkát mesterséges intelligencia detektorral ellenőrizheti, és eljárást kezdeményezhet, amennyiben a nyilatkozatom valótlan vagy hiányos.

Kelt: Gödöllő, 2025. 10. hó 28. nap



.....
Hallgató aláírása



.....
Konzulens/Témavezető aláírása

NYILATKOZAT

Kocsó Fanni (hallgató Neptun azonosítója: HY5WHQ) konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a diplomadolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A záródolgozatot/szakdolgozatot/diplomadolgozatot/portfóliót a záróvizsgán történő védeésre javaslom / nem javaslom¹.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem^{*2}

Kelt: Gödöllő, 2025. év 11. hó 3. nap



belső konzulens

¹ A megfelelő aláhúzendó.

² A megfelelő aláhúzendó.


MATE Szervezeti és Működési Szabályzat
III. Hallgatói Követelményrendszer
III.1. Tanulmányi és Vizsgaszabályzat
6.13. sz. függeléke: A MATE egységes szakdolgozat /
diplomadolgozat / záródolgozat / portfólió készítési útmutatója
7. sz. melléklete: Műszaki Intézet külső konzulensi nyilatkozat

KÜLSŐ KONZULENSI NYILATKOZAT

Kocsó Fanni (hallgató Neptun azonosítója: HY5WHQ)

külső konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a hallgató az előre egyeztetett konzultációkon rendszeresen megjelent.

Kelt: Budaörs, 2025. év 10. hó 28. nap


külső konzulens