

DIPLOMADOLGOZAT

Szávai Péter

2025



Magyar Agrár- és Élettudományi Egyetem
Gödöllői Campus
Vadgazdálkodási és Természetvédelmi Intézet
Környezetmérnök mesterképzési szak

ZÖLDHULLADÉKOK ADSZORPCIÓS
TELJESÍTMÉNYÉNEK OPTIMALIZÁLÁSA FIXED-BED
RENDSZERBEN

Belső konzulens: Dr. Centeri Csaba
egyetemi docens

Belső konzulens
intézete/tanszéke: Természetvédelmi és
Tájjgazdálkodási Tanszék

Külső konzulens: Dr. Szabó Lili
tudományos munkatárs

Készítette: Szávai Péter
G88K5V

Gödöllő
2025

Tartalomjegyzék

1.	BEVEZETÉS ÉS CÉLKITŰZÉSEK	1
2.	SZAKIRODALMI ÁTTEKINTÉS	3
2.1.	A SZERVES MIKROSZENNYEZŐKRŐL ÁLTALÁNOSAN	3
2.1.1.	<i>Gyógyszerhatóanyagok</i>	4
2.1.2.	<i>Ipari szennyezők</i>	7
2.2.	SZERVES MIKROSZENNYEZŐK A KÖRNYEZETBEN	10
2.2.1.	<i>Szorpciós folyamatok</i>	10
2.2.1.1.	A környezeti tényezők hatása a szorpciós folyamatokra	11
2.2.1.2.	A fizikai tényezők hatása a szorpciós folyamatokra	12
2.2.1.3.	A szerves mikroszennyezők fiziko-kémiai tulajdonságainak hatása a szorpciós folyamatokra	13
2.2.2.	<i>Degradációs folyamatok</i>	14
2.2.3.	<i>Transzportfolyamok</i>	16
2.3.	A FIXED-BED ADSZORPCIÓS RENDSZEREK BEMUTATÁSA	18
2.3.1.	<i>A fixed-bed rendszerek elméleti alapjai</i>	18
2.3.2.	<i>A fixed-bed rendszerek működése</i>	18
2.3.3.	<i>A fixed-bed adszorpciós teljesítményt befolyásoló tényezők</i>	19
2.4.	SZENNYVÍZTISZTÍTÁS ÉS A MIKROSZENNYEZŐK: TECHNOLÓGIAI ÁTTEKINTÉS	19
2.5.	A LIGNOCELLULÓZ ALAPÚ ADSZORBENSEK	22
2.5.1.	<i>A lignocellulózról általánosan</i>	22
2.5.2.	<i>A lignocellulóz szerkezete</i>	24
2.5.3.	<i>A növényi alapú adszorbensek szorpciós képessége</i>	25
2.5.4.	<i>A növényi alapú adszorbensek típusai, felhasználási lehetőségei</i>	26
2.6.	A KARBONIZÁCIÓ BEMUTATÁSA NÖVÉNYI ALAPANYAGON	28
2.6.1.	<i>A karbonizációról általánosan</i>	28
2.6.2.	<i>A bioszén hozam- és minőségfüggése</i>	28
2.6.3.	<i>A bioszén hatékonysága</i>	30
3.	ALKALMAZOTT MÓDSZEREK	32
3.1.	ALKALMAZOTT ADSZORBENSEK	32
3.2.	ALKALMAZOTT ADSZORBENSEK EREDETE, ELŐKÉSZÍTÉSE	32
3.3.	A VIZSGÁLT SZERVES MIKROSZENNYEZŐK	33
3.4.	A FIXED-BED RENDSZER BEMUTATÁSA	35
3.5.	A FIXED-BED SZORPCIÓS KÍSÉRLETEK	36
3.6.	FIXED-BED ADSZORPCIÓS EREDMÉNYEK SZÁMÍTÁSA	38
3.7.	FIXED-BED ADSZORPCIÓS EREDMÉNYEK KINETIKAI MODELLEZÉSE	40
3.8.	HIBAANALÍZIS	42
3.9.	A FIXED-BED KÍSÉRLETEK MÓDSZERTANI KORLÁTAI	43

4.	EREDMÉNYEK ÉS ÉRTÉKELÉSÜK	44
4.1.	EMPIRIKUS EREDMÉNYEK ÉRTÉKELÉSE.....	44
4.1.1.	<i>Az áttörési görbék elemzése.....</i>	44
4.1.2.	<i>Az eltávolítási hatékonyság időbeli változása (R_t) a fajlagos maximális kapacitás (q_t) függvényében</i>	49
4.1.3.	<i>A teljes eltávolítási hatékonyság (R) és a maximális adszorpciós kapacitás (q_{total})</i>	53
4.2.	FIXED-BED MODELLILLESZTÉS.....	57
4.3.	MODELLPARAMÉTEREK KIÉRTÉKELÉSE	62
5.	KÖVETKEZTETÉSEK ÉS JAVASLATOK.....	66
6.	ÖSSZEFOGLALÁS	68
7.	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS.....	70
8.	IRODALOMJEGYZÉK	71
9.	ÁBRAJEGYZÉK.....	84
10.	TÁBLÁZATJEGYZÉK.....	85
11.	NYILATKOZATOK	86

1. Bevezetés és célkitűzések

Az ivóvízhiány számos országban egyre nagyobb kihívást jelent. A legtöbb felszíni és felszín alatti víztest még a természetes vizekben bővelkedő országokban is szennyezett, és közvetlenül, kezelés nélkül nem biztonságos a lakosság számára. A kezelt és kezeletlen szennyvizek természetes víztestekbe, talajba és felszín alatti vizekbe történő kijuttatása a szennyezések transzportjához és koncentrált jelenlétéhez is hozzájárul (Pérez-Lucas & Navarro 2024). A szennyvizek egyik legveszélyesebb szennyezőanyag-csoportja a szerves mikroszennyezők, melyek elsősorban antropogén forrásokból jutnak a környezetbe. Közéjük tartoznak a legkülönbözőbb gyógyszerhatóanyagok, festékek és vegyi anyagok, melyek egyre intenzívebb használata új, „modern” szennyezést jelent. A felmerülő nemkívánatos hatások nemcsak ránk, emberekre, de a növény- és állatvilágra is éppoly károsak lehetnek (Adewuyi 2020). A hagyományos szennyvízkezelési technológiák ezen szennyezők eltávolítása esetében gyakran nem elég hatékonyak. Léteznek a szerves mikroszennyezőkre is kiterjedő eltávolítási technikák (pl. ózonizáció, modern oxidációs eljárások, membrántechnológia), ezek azonban gyakran rendkívül költségesek (Belete *et al.* 2023). A fokozódó víztisztítási igény és az egyre növekvő mértékű klímaváltozás miatt, eltávolításukra a környezetbarát, költséghatékony eszközök kifejlesztése preferált (Adewuyi 2020). Erre az egyik legfenntarthatóbb megoldás az adszorpciós eltávolítási technika, és a költséghatékony bioszorbensek (adszorbensek) alkalmazása. A bioszorbenseket a regionálisan különböző mennyiségben jelen lévő biomassza kezeletlen, vagy kezelt formái adják. 2024-ig 62 vizsgált ország fenntarthatóan rendelkezésre álló biomasszatermelése elérte a 2,83 milliárd tonnát. Ebbe elsősorban a növényi, erdészeti és szerves hulladék-maradványok és a különféle hasznosítási potenciállal rendelkező növények (pl. energianövények) tartoznak bele. Ehhez az értékhez Brazília, az USA, Kína, Indonézia és India járult hozzá a legnagyobb mértékben. Az ilyen formában elérhető biomassza típusában is jelentős eltérés mutatkozik: míg az Egyesült Államokban főleg kukorica és szója, Indiában rizs- és búzaszalma maradvány, addig a Skandináv országokban elsősorban erdészeti maradványok elérhetők erre a célra (ORNL 2024). Noha az arid és szemi-arid régiók biomassza-elérhetősége a helyi vízhiány miatt korlátozott, mégis nagy potenciállal rendelkező területek lehetnek low-cost adszorbensek gyártására. Földrajzi adottságaikból adódóan a közvetlenül elérhető biomassza alapanyag kevésbé diverz, éppen ezért kiemelt fontosságú a növényi maradványok nagyobb arányú hasznosítása és a rendelkezésre álló források hatékonyabb kihasználása (Bastidas-Oyanedel *et al.* 2016). A növényi maradványok jelentős részét a lignocellulóz alkotja. A lignocellulóz hatékonyan adszorbeálhatja a nehézfémeket, a szerves szennyezőket, beleértve

a színezékeket (például a metilénkéket, a metilnarancsot és a malachitzöldet), a gyógyszermaradványokat és a peszticideket. Szennyezőanyag-eltávolítási hatékonysága nagymértékben javítható számos fizikai, kémiai és biológiai módosítási módszerrel. A lignocellulóz tartalmú növényi anyagok származhatnak természetes növénytakaróból, agrár-
ipari hulladékokból és melléktermékekből. Használatuk költséghatékony módja lehet a szennyvizek tisztításának és a széndioxid-semlegesség felé való elmozdulásnak. Porozitásuk, nagy felületük és összetett kémiai funkciós csoportjaik (pl. hidroxil, karboxil, fenol) mind hozzájárulnak a szennyvíztisztításban is használatos adszorpciós víztisztításhoz (Bhardwaj *et al.* 2025).

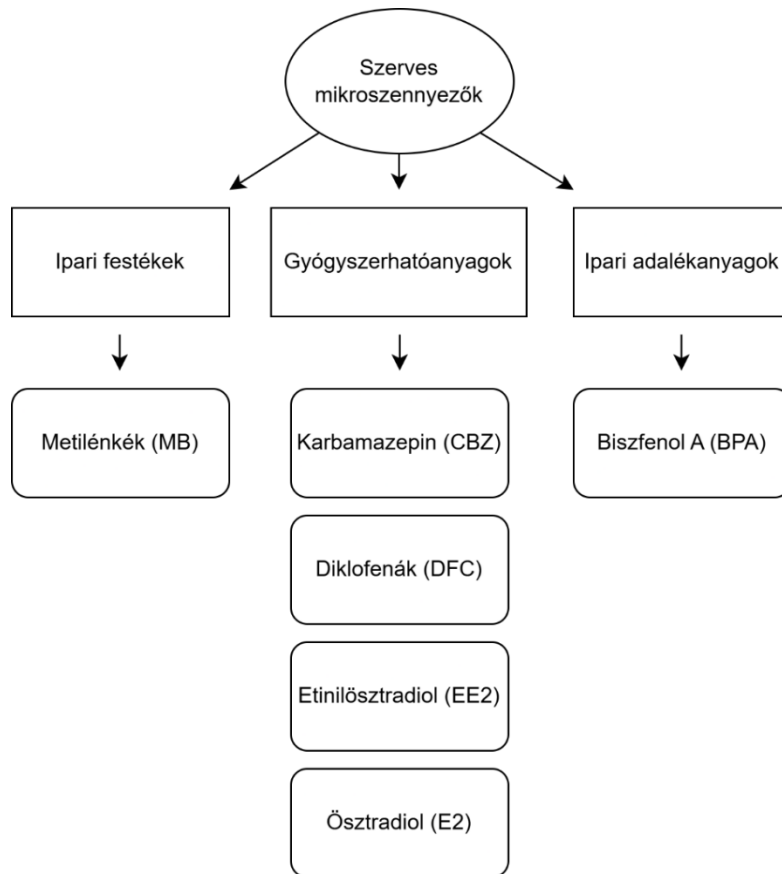
A gyógyszerhatóanyagok alacsony biológiai lebonthatóságuk és perzisztenciájuk miatt könnyen felhalmozódhatnak (bioakkumuláció) az emberi és állati szervezetben. Ezek a vegyületek antibiotikumokat, gyulladáscsökkentő szereket, vérsír-szabályozókat és szteroid hormonokat foglalnak magukban, melyek elsősorban a kommunális és az ipari szennyvizekből származnak. A gyógyszeripari szennyezőanyagok általi folyamatos kitettség jelentősen befolyásolja az emberi egészséget és a vízi élőhelyek biztonságát, így ártalmatlanításuk egyre sürgetőbb. A toxikus és rákkeltő szintetikus ipari festékekkel kiegészülve a világon fellelhető vízkészletek fő szennyezőiről beszélhetünk. Ezen anyagok hatékony kezelésére számos módszert alkalmaznak, melyek közül az adszorpció a legegyszerűbb, legolcsóbb és legsokoldalúbb technika (Ahmed & Hameed 2018; Khan *et al.* 2022b).

Szakedolgozatom témájául a költséghatékony bioszorbensek mikroszennyezők megkötésére való optimalizálását választottam rögzített ágyas (továbbiakban fixed-bed) rendszereken. A téma fontosságát és egyre növekvő aktualitását számos tanulmány igazolja, melyek ezen szennyezők visszatartását sürgetik. Célom, hogy bemutassam a hazai és a nemzetközi víztisztítási technológiák jelenlegi korlátait, a költséghatékony adszorbensek típusait és felhasználási lehetőségeit, a „modern” szennyezést kiváltó gyógyszerhatóanyagokat, ipari festékeket és azok megkötődési tulajdonságait, továbbá a fixed-bed átfolyórendszerekben rejlő potenciált. A dolgozat során saját laboratóriumi kísérletek keretein belül ismertetem a pilot berendezésünk, ezáltal a hasonló léptékű berendezések működését, lehetőségeit és határait. Az általam kijelölt szennyezők példáján keresztül összehasonlítom a választott növényi-alapú bioszorbens nyers, és bioszénnel kevert formáit, majd az eredmények alapján javaslatot teszek a bioszorbens-fejlesztés lehetséges irányaira és az adszorbensek felhasználásának optimalizálására a hazai gazdasági keretek között.

2. Szakirodalmi áttekintés

2.1. A szerves mikroszennyezőkről általánosan

A mikroszennyező anyagok elsősorban antropogén forrásból származó kémiai vegyületek széles, és egyre bővülő csoportját alkotják. Eredetüket tekintve lehetnek természetes és szintetikus, továbbá szerves és szervetlen vegyületek. Általában nyomokban, néhány ng/l-től több µg/l-ig terjedő koncentrációban vannak jelen a környezetben. A mikroszennyezők alacsony koncentrációja és sokfélesége nemcsak a velük kapcsolatos kimutatási és elemzési eljárásokat nehezíti, hanem új kihívásokat is jelent a víz- és szennyvízkezelési folyamatok számára. Jelenleg több mint 350 000 vegyi anyag és vegyi anyag keverék van regisztrálva ipari gyártásra és felhasználásra. A globális vegyipar mérete 2017-ben meghaladta az 5 billió dollárt, és az ENSZ Környezetvédelmi Programjának 2020-as globális vegyipari kilátásokról szóló jelentése szerint 2030-ra várhatóan megduplázódik (Khan *et al.* 2022a; Yang *et al.* 2022). Döntő többségük antropogén forrásból származó szintetikus, szerves szennyező, amelyek komoly környezeti kockázatot jelentenek. Ide tartoznak például a gyógyszerhatóanyagok, az endokrin rendszert károsító anyagok (endokrin diszruptorok), szteroid hormonok, peszticidek, testápolási termékek, ipari eredetű szintetikus festékek, adalékanyagok és mikroműanyagok. A szakirodalom gyakran emlegeti ezeket az anyagokat feltörekvő vagy új szennyezőkként (emerging contaminants - ECs vagy contaminants of emerging concern - CECs) is, melyek nagy részére még nem léteznek érvényben lévő szabályozó irányelvek. Köztudott azonban, hogy még alacsony koncentrációban is kialakuló krónikus és akut toxicitásuknak köszönhetően jelentős hatást gyakorolnak a szárazföldi és a vízi élővilágra, valamint az emberi egészségre (Vasilachi *et al.* 2021). Dolgozatomban a szerves mikroszennyezők két nagy csoportját vizsgáltam (**1. ábra**).



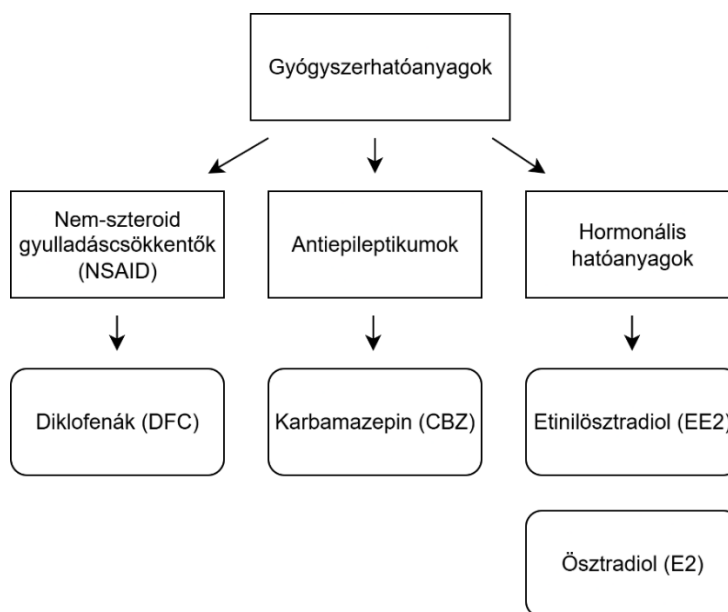
1. ábra: A vizsgálat céljából választott szerves mikroszennyezők csoportosítása (Forrás: Szávai 2025)

A metilénkék (MB) példáján az ipari festékeket, valamint az etinilösztadiol (EE2), ösztadiol (E2), karbamazepin (CBZ) és diklofenák (DFC) példáján a gyógyszerhatóanyagokat. Az átfogóbb vizsgálat érdekében az anyagokat kiegészítettem egy ipari környezetben széles körben alkalmazott szennyezővel, a bisfenol A-val (BPA).

2.1.1. Gyógyszerhatóanyagok

A gyógyszerhatóanyagok olyan összetett szerves vegyületek, amelyeket emberek és állatok diagnosztizálására, betegségeik megelőzésére és kezelésére használnak. Kumar *et al.* (2023) a mikroszennyezők egyik fő forrásaként a gyógyszerhatóanyagokat azonosították, és ebbe a kategóriába sorolták többek között az antibiotikumokat, a nem-szteroid gyulladáscsökkentőket, az antiepileptikumokat, a β -blokkolókat, az antineoplastikumokat (rákgyógyszerek), valamint az endokrin diszruptorokat is. Jóllehet ez utóbbi csoport inkább hatásmechanizmus szerinti besorolás, nem kizárólag gyógyszerként értelmezhető. Jelenleg körülbelül 3000 vegyületet használnak gyógyszeripari célokra, és az éves termelési mennyiség meghaladja a több száz tonnát. A gyulladáscsökkentők, az antibiotikumok és a fájdalomcsillapítók számítanak a világszerte leggyakrabban használt gyógyszereknek (Ortúzar

et al. 2022). A gyógyszerhatóanyagok összetett molekulák, amelyek különböző funkciókkal, fiziko-kémiai és biológiai tulajdonságokkal rendelkeznek. Legtöbbjük poláris, kis molekulatömegű vegyület, melyek eredetüket tekintve ugyan lehetnek természetes forrásból származók, döntő többségük szintetikus (Kümmerer 2009; Peng *et al.* 2020). Az általam vizsgált gyógyszerhatóanyagok csoportosítását a **2. ábra** mutatja be.



2. ábra: A vizsgálat céljából választott gyógyszerhatóanyagok csoportosítása (Forrás: Szávai 2025)

A diklofenák (DFC) egy nem-szteroid gyulladáscsökkentő, amelyet széles körben alkalmaznak gyulladás és fájdalom kezelésére. Egy aromás gyűrűt tartalmazó vegyület, amely több aktív funkciós csoporttal (amino, hidroxil, karboxil stb.) rendelkezik. Vízzeloldható, ezáltal gyakori szennyezője a felszíni vizeknek és a szennyvíztisztító telepeknek. A vegyület biológiai lebomlása mérsékelt, ezért relatív stabil mikroszennyezőként van jelen a környezetben. Környezeti viszonyok között főleg fotodegradáció útján bomlik, ami gyorsabb lebontást tesz lehetővé a felszíni vizekben. Krónikus toxicitást mutat vízi élőlények (pl. halak, zooplankton) esetében, károsítva a szervek működését és a termékenységet. Az emberi szervezetre gyakorolt hatásai között a gyógyszeres dózis elérésekor vesekárosodás és májfunkció zavara is kialakulhat (Lonappan *et al.* 2016; Zhang *et al.* 2008). A karbamazepin (CBZ) egy antiepileptikum és neurológiai tüneteket (pl. bipoláris zavar) kezelő gyógyszer. Aromás gyűrűk és egy amidcsoport alkotja, amik jelenléte olyan kémiai stabilitást biztosít, amely jelentősen lassítja a vegyület lebomlását a környezetben. Megkötődhet üledékekben és talajban, mérsékelt hidrofób tulajdonságai miatt azonban csak kis mértékben adszorbeálódik. Emberi szervezetben súlyos bőrreakciókat, valamint magzati fejlődési rendellenességeket okozhat. Bár

környezeti koncentrációja jelenleg nem tekinthető akut egészségügyi kockázatnak, a hosszú távú expozíció következményeinek felmérése további kutatásokat igényel (Hai *et al.* 2018). Az ösztradiol (E2) és az etinilösztadiol (EE2) az ösztrogén hormonok csoportjába tartoznak, amelyek fontos szerepet töltenek be az emberi és az állati fiziológiában. A 17 β -ösztradiol (E2) egy természetes szteroidhormon, míg a 17 α -etinilösztadiol (EE2) egy szintetikus, főként fogamzásgátló tablettákban használt vegyület. Szteránvázis vegyületek, közepesen hidrofóbok, az EE2 oldhatósága vízben a legalacsonyabb, ami hozzájárul környezeti perzisztenciájukhoz. Az EE2 molekulájában a ciklopentán-gyűrű 17-es szénatomján található ethinil (acetilén) csoport szintetikus módon hozzáadott, amely megakadályozza a molekula gyors lebomlását és metabolizmusát a környezeti vagy a biológiai rendszerekben. Endokrin diszruptor hatásuk révén hormonális egyensúlyzavart, reprodukciós problémákat, valamint rákos megbetegedéseket okozhatnak (pl. mellrák, prosztaták) (Adeel *et al.* 2017).

Ezek a hatóanyagok mindennapos használatuk miatt mind a befolyó, mind a kifolyó szennyvízben jelen vannak, de megtalálhatók a felszíni víztestekben is, beleértve az édesvízi ökoszisztémákat, a sósvízi környezetet, valamint a talajvizet is (Ortúzar *et al.* 2022). A gyógyszerhatóanyagok különböző forrásból és módon jutnak ki a környezetbe, amelyek mind komoly környezetvédelmi problémát jelentenek. Elsődleges forrásuk a kommunális és az ipari szennyvíz, de közvetlen kitétséget jelent a felszíni és a felszín alatti hulladékok helytelen kezeléséből származó esővízi lefolyások okozta szennyezés is (Caban & Stepnowski 2021) (*1. táblázat*).

1. táblázat: A gyógyszerhatóanyagok fő szennyezési forrásai a kommunális és az ipari források szerint csoportosítva (Caban & Stepnowski 2021)

Kommunális szennyezőforrások	Ipari szennyezőforrások
1) Emberi és állati szervezetből történő exkréció	1) Gyógyszeripari gyártás
2) Helytelen gyógyszerhulladék-kezelés (leöblített gyógyszerek, háztartási hulladékba dobott készítmények)	2) Üzemi hulladékkezelés
3) Intézmények kibocsátása	3) Nagyüzemi állattenyésztés és akvakultúrák
4) Házikedvencek kezelése	

A gyógyszerhatóanyagok perzisztenciája a saját fiziko-kémiai tulajdonságaik és a környezeti tényezők kölcsönhatásától függ, így bizonyos körülmények között perzisztens vagy pseudo-

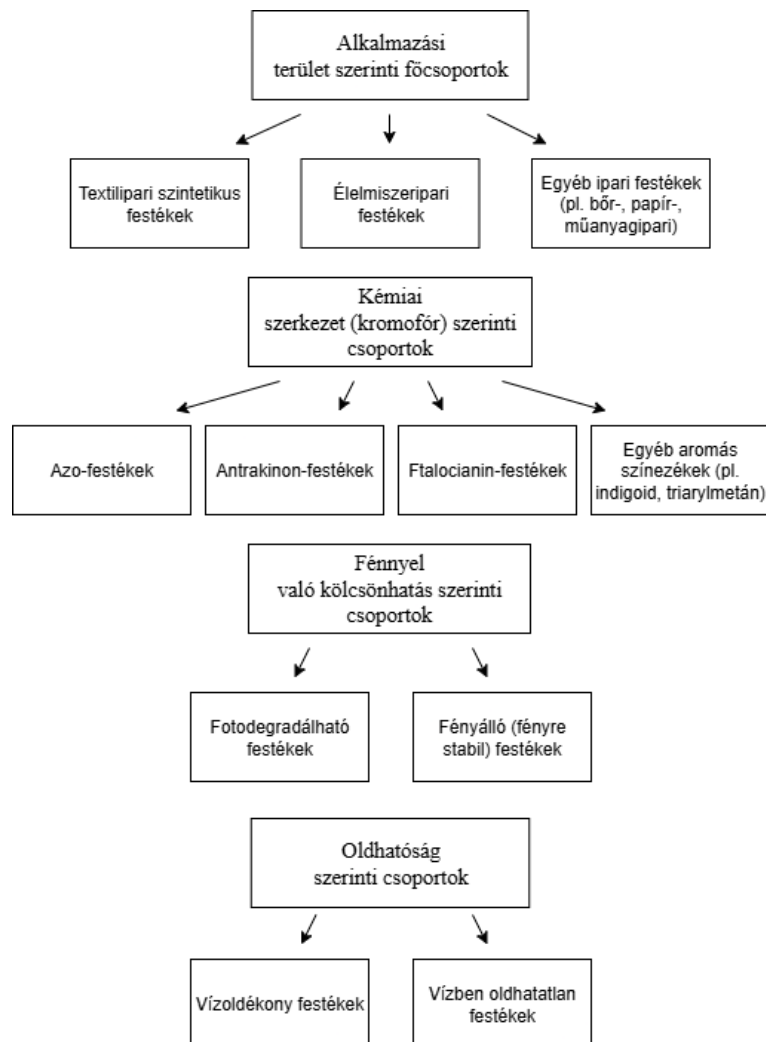
perzisztens viselkedést mutathatnak. Utóbbi kifejezés olyan anyagokat jelöl, amelyek önmagukban nem minden esetben maradnak tartósan a környezetben, de folyamatos forrásokból, például szennyvíztisztító telepekről vagy mezőgazdasági lefolyásokból rendszeresen visszakerülnek a környezetbe. Ez állandó jelenlétüket és hosszú távú, ökológiai káros hatásukat eredményezi. A folyamatos beáramlás biztosítja, hogy egész évben kimutathatók és elérhetőek maradjanak az ökoszisztémák számára, utánozva a valóban tartós szennyező anyagok hatását (Liu & Wong 2013). Ennek megfelelően könnyen felhalmozódnak az élelmiszerláncban, jelenlétük a talajban bioakkumulációhoz vezethet a zöldségekben és gyümölcsökben, ezáltal komoly veszélyt jelentenek az emberi egészségre és az élelmiszerbiztonságra. Káros hatással vannak vadon élő állatokra és a globális ökoszisztémákra is. Brausch *et al.* (2012) vizsgálták a gyógyszerészeti vegyületek krónikus és akut toxicitását a vízi környezetben, és eredményeik azt mutatták, hogy számtalan hatóanyag akut szennyezőként jelent meg a halak, a gerinctelen állatok és az algák populációiban. Hasonlóképpen, pl. az antibiotikumok metabolitjai is bizonyítottan toxikusak a vízi élőlényekre, például a halakra, a zöld algákra, a rákokra és a cianobaktériumokra (Baumann *et al.* 2015). Káros hatásuk a talajokban a tápanyagciklusok felborulását, antibiotikum-rezisztenciát és a mikroorganizmusok életfeltételeit is befolyásolhatja (Nguyen *et al.* 2023).

2.1.2. Ipari szennyezők

A biszfenol A (BPA) egy szintetikus szerves vegyület, melyet széles körben alkalmaznak epoxigyanták, polimerek és polikarbonát műanyagok szintézisében. A BPA endokrin diszruptor (vagy xenoösztrógen). Ezek olyan természetes vagy szintetikus vegyületek, amelyek károsak az endokrin rendszerre, mert leállítják az endogén hormontermelést és a normális működést a szervezetben. A BPA aromás vegyület, kémiai szerkezete két fenolgyűrűből és egy izopropilidén-hídból épül fel, és jelentős reaktivitással rendelkezik a hidroxilcsoportjai miatt. A BPA nagy mennyiségben van jelen ételtárolókban, vízpalackokban, hőpapírokban, játékokban, orvosi eszközökben stb., és kioldódás révén bekerülhet a talajba és a vizekbe és az emberi szervezetbe. Tudományos vizsgálatok igazolták antiandrogén hatását és ösztrogénszerű aktivitását, melyek számos kedvezőtlen élettani következménnyel járnak, különösen az immunrendszerre, a neuroendokrin folyamatokra és a reprodukciós mechanizmusokra nézve. Legújabb kutatások szerint mutagén és karcinogén hatást is kiválthat (Manzoor *et al.* 2022).

A szintetikus ipari festékek a vízkészletek egyik fő szennyezői. A festékek olyan aromás, szerves vegyületek, amelyek képesek elnyelni a fényt az elektromágneses spektrum bizonyos

hullámhossztartományában, ezáltal látható színt adva annak az anyagnak, amit megfestenek. Világszerte több mint 100 000 kereskedelmi forgalomban lévő festékről számoltak be, amelyek mennyisége megközelítőleg 700 millió–1 milliárd kg/év. A csoportosításuk számos szempont alapján történhet (**3. ábra**). A festékeket az alapanyagokra viszik fel, hogy azok tartós színt kapjanak, így ellenállva a víz, a fény, az oxidálószer, az izzadság és a mikrobiális lebontás okozta elszíneződésnek. A legnagyobb festékfelhasználó szektor a textilipar. Az általa alkalmazott textilfestékek rendkívül összetett vegyületek, változatos szerkezeti tulajdonságokkal (Khan *et al.* 2022b). Ezek közé soroljuk a direkt festékeket, reaktív festékeket, diszperziós festékeket, savas festékeket és bázikus festékeket, mint pl. a metilénkék (methylene blue - MB vagy basic blue 9) (Alegbe & Uthman 2024).



3. ábra: A festékanyagok csoportosítása az alkalmazási terület, a kémiai szerkezet, a fénnyel való kölcsönhatás és az oldhatóság szerint (Forrás: Szávai 2025 Alegbe & Uthman 2024 és Islam & Mostafa 2018 nyomán)

Az MB az egyik legnagyobb mennyiségben használt anyag a festékiparban, amelyet általában selyem, gyapjú, pamut és papír színezésére használnak. Az MB egy aromás, heterociklusos bázikus festék, mely jól ismert kationos adszorpciós képességéről. A negatív össztöltésű növényi molekulák felszínéhez jól kötődik, vízben jól oldódik, így stabil oldatot képez. Oxidált állapotban jellemzően mélykék színű, míg redukált formája színtelen. A metilénkék fotokatalitikus úton is bomlik, amivel elveszíti kék színét. A festék fotodegradációs és adszorpciós vizsgálatait UV-analízissel végzik. Előnyeinek köszönhetően a különféle iparágakban (textilipar, élelmiszeripar, gumigyártás, nyomdaipar, kozmetikumok, gyógyszerészet, műanyaggyártás, betonipar, papíripar) alkalmazott festékek nagy mennyiségű toxikus szennyvizet juttatnak a környezetbe, károsítva ezzel a természetes vizeket (Khan *et al.* 2022b).

Manapság világszerte több mint 3600 különböző textilfestéket gyártanak, amelyek előállításához körülbelül 8000 vegyi anyagot használnak fel különböző folyamatokban (Yusuf 2019). A festési folyamatok során azonban nem minden festék kötődik a szövethez; a festék típusától függően a szennyvízben bekövetkező veszteségek 2 %-50 %-ig is terjedhetnek, ami jelentős mértékben hozzájárul a világszerte több millió köbméter toxikus szennyvíz kibocsátásához. A szintetikus festékeket tartalmazó ipari szennyvíz csökkenti a fény áthatolását a folyókban, amely nagymértékben befolyásolja a vízi növényvilág fotoszintetikus tevékenységét, súlyosan károsítva ezzel a vízi szervezeteket. A befogadó vizek felszínén kialakuló vékony festékréteg csökkenti az oldott oxigén mennyiségét, ami káros hatással van a vízi állatvilágra is (Pereira & Alves 2011). Az emberi egészségre gyakorolt hatások két kategóriába sorolhatók: akut toxicitás és genotoxicitás. A reaktív festékek által okozott akut toxicitás orális úton és belégzéssel alakul ki. Elsődleges negatív hatásai a bőrérzékenység és irritáció, például kontakt dermatitis, allergiás kötőhártya-gyulladás, nátha, asztma vagy egyéb allergiás reakciók. A genotoxicitás a sejt genetikai anyagára (azaz a DNS-re és az RNS-re) gyakorolt káros hatás, amely részben vagy teljes egészében befolyásolja annak integritását. A 20. század közepén magas előfordulási arányt figyeltek meg a húgyhólyagrákos megbetegedésekben azoknál a gyári munkásoknál, akik bizonyos festékek gyártásában vettek részt (Yusuf 2019).

2.2. Szerves mikroszennyezők a környezetben

A mikroszennyezők környezetben való viselkedése, lebomlása és sorsa nagyban függ a fizikai környezet elemeitől (talaj, víz, levegő és élővilág). Az egyes környezeti elemek fiziko-kémiai tulajdonságai (pl. adszorpciós hajlama) és a köztük lévő határfelületek specifikus kölcsönhatásokat hoznak létre a szerves mikroszennyezőkkel. Az anyag kémiai összetétele, fiziko-kémiai tulajdonságai, valamint a kibocsátás helyszínének környezeti jellemzői szintén befolyásolják kölcsönhatásaikat a környezetben. A legfontosabb mechanizmusok a szorpciós, a degradációs és a transzportfolyamatok (Pérez-Lucas & Navarro 2024).

2.2.1. Szorpciós folyamatok

A szorpció az egyik legfontosabb folyamat, amely befolyásolja a mikroszennyezők sorsát, mobilitását, migrációját és biológiai hozzáférhetőségét a környezetben. Az adszorpció, vagy felületi megkötődés általánosságban a molekulák, az atomok vagy az ionok felhalmozódását jelenti egy felületen (Rouquerol *et al.* 2013). Azt az anyagot, melynek felszínén adszorpció (megkötődés) történik, adszorbensnek nevezzük. Adszorbensként tipikusan a nagy fajlagos felületű, porózus szerkezetű szilárd anyagokat használják ilyen célból (pl. aktív szén, zeolitok). Az a gáz, folyadék vagy oldott szilárd anyag, amely már megkötődött az adszorbens felszínén az adszorbeátum, míg az adszorptívum a potenciálisan megköthető molekulákat jelöli (Burhan *et al.* 2021). A kölcsönhatást tekintve beszélhetünk fizikai adszorpcióról (fiziszorpció), amelyben gyenge kölcsönhatások játszanak szerepet, és kémiai adszorpcióról (kemiszorpció), amelyben az adszorbeált molekulák között erős kémiai kötések alakulnak ki az adszorbeátum és az adszorbens között (Rouquerol *et al.* 2013). A fiziszorpció másodlagos kötéseinek képződése során a kapcsolatba lépő atomok elektronszerkezete nem változik meg. Az egyik atom elektroneloszlásának pozitív irányú ingadozása a szomszédos atom elektronfelhőjében komplementer, negatív irányú eltolódást válthat ki, az így létrejövő gyenge kölcsönhatás a van der Waals-erő. Ez különösen a nagy molekulatömegű, semleges, poláros és nem poláros molekulák esetében fordul elő. A hidrogénkötés kialakulása során, amely egy donor-akceptor kölcsönhatás, két elektronegatív atom egyetlen H^+ ionon keresztül kapcsolódik össze. A gyenge kölcsönhatások közé sorolható még az elektrosztatikus kölcsönhatás (vagy Coulomb-erő), ami az elektromos töltéssel rendelkező részecskék közötti kohézióért felelős, valamint a hidrofób kölcsönhatás, ami a hidrofób molekulák közötti vonzóerőt írja le. A kemiszorpció során elsőrendű kémiai kötések alakulhatnak ki, amelyek lehetnek kovalens és elektrosztatikus (ionos) vonzóerők (Szabó 2022).

A szennyezőanyagok környezeti hatásainak értékelésében a deszorpció is jelentős szerepet játszik. A deszorpció során az ionok vagy a molekulák az adszorbens felületéről távoznak. Az adszorpció és a deszorpció dinamikus egyensúlyban van. Ennek során az adszorpcióval megkötött molekulák és a deszorpcióval felszabaduló molekulák aránya kiegyenlítődik. Ez azt jelenti, hogy adott körülmények (állandó hőmérséklet, nyomás) mellett ugyanannyi molekula kötődik meg a felületen időegység alatt, mint amennyi eltávozik onnan; azaz a két ellentétes folyamat sebessége megegyezik, miközben a rendszerben megoszlásuk statisztikailag állandónak tekinthető (László 2011). A szerves mikroszennyezők egyik elsődleges nyelője a környezetben a talaj. A talaj és a mikroszennyezők közötti kölcsönhatások nagyrészt a talajszemcsék kolloid jellegének köszönhetők. A kolloid rendszerek általánosan 1–500 nm-es mérettartományba tartoznak (egyes talajok esetében a felső határ elérheti a 2 µm-t is), amelyekre a homogenitás és heterogenitás mellett a nagy felület is jellemző. Azáltal, hogy a kolloidok nagyobb felületet biztosítanak, több fiziko-kémiai kölcsönhatás kialakítására képesek (Stefanovits *et al.* 1999; Bohn *et al.* 1985). A talajszemcsék és a mikroszennyezők között létrejövő kölcsönhatásokat több tényező befolyásolja, ezek közé tartozik a talajkomponensek és a szennyezők fiziko-kémiai tulajdonságai, és a környezeti paraméterek úgy, mint a hőmérséklet, az ionerősség vagy a kémhatás (Pérez-Lucas & Navarro 2024).

2.2.1.1. A környezeti tényezők hatása a szorpciós folyamatokra

A környezeti tényezők - különösen a kémhatás, az ionerősség és a hőmérséklet - kulcsszerepet játszanak a szerves mikroszennyezők talajon vagy bioszorbensen történő adszorpciójában. Ezek a paraméterek közvetlenül befolyásolhatják a szennyezők disszociációs állapotát, a talaj vagy az adszorbens felületének töltését, valamint a köztük kialakuló kölcsönhatások erősségét (Xu *et al.* 2021). A kémhatás változása növelheti és gátolhatja is a szerves mikroszennyezők adszorpcióját. Yu *et al.* (2019) három nem-szteroid gyulladáscsökkentő gyógyszer (ketoprofén, naproxén, diklofenák) adszorpciós vizsgálata során azt találták, hogy a goethihez hidrogénkötéssel kapcsolódó szerves mikroszennyezők megkötődése csökken a pH növekedésével. A növekvő kémhatás miatt deprotonált funkciócsoportok kevésbé tudnak részt venni a hidrogénkötésben, ezáltal csökkentve az adszorpciós kapacitást. Guo *et al.* (2014) egy antibiotikum, a tilozin vizsgálatával azonban arra jutottak, hogy a pH növekedésvel nőtt a megkötődés a goethit felületéhez, amiből azt a következtetést vonhatjuk le, hogy nem minden esetben csökkenti a megkötődést a növekvő kémhatás. Alacsony pH-n a tilozin főként pozitív töltésű kation formában van jelen, így felülete és a

szintén pozitív töltésű goethit felülete között elektrosztatikus taszítás lép fel. A tilozin magas kémhatás esetén semleges formában van, ami növeli a megkötődést a goethit felületén.

Az ionerősség is befolyásolhatja a szorpciós folyamatokat. Az ionok és a gyógyszerhatóanyagok versenyezhetnek a megkötődési helyekért. Pavlović *et al.* (2017) kimutatták, hogy az ionerősség növekedésével a pozitív töltésű kationok (pl. Ca^{2+}) elektrosztatikusan kötődnek az üledék felszínéhez. A szervetlen, cserélhető kationok helyettesítik a savas csoportok hidrogénionjait, ezzel csökkentve az elérhető megkötődési helyek számát, blokkolva ezáltal a szerves anyagok karboxil-, és hidroxil- csoportjait. Szerves mikroszennyezők esetében bonyolultabb képet kapunk. Zhang *et al.* (2017) négy, gyakran alkalmazott gyulladáscsökkentő gyógyszer (naproxén, diklofenák, ibuprofén és ketoprofén) szorpciós viselkedését vizsgálták vályog textúrájú talajban, egy- és többkomponensű rendszerben. Eredményeik alapján többkomponensű rendszerben a diklofenák és az ibuprofén talajhoz kötődő hányada rendre magasabb volt, míg a naproxén és ketoprofén egykomponensű rendszerben mutatott jobb megkötődést. Az ionerősség növelése fokozta a kompetíciót a felületi helyek csökkenéséből adódóan, ezáltal gyengíthette a naproxén és ketoprofén adszorpcióját.

A hőmérséklet változása is hathat az adszorpciós folyamatokra. A szerves mikroszennyezők talajban történő megkötődése két fő típusba sorolható: endoterm és exoterm. Endoterm megkötődés esetén a hőmérséklet növekedése fokozhatja a szennyezők megkötődését. A hőmérséklet növekedése csökkenti a folyadék viszkozitását és növeli a molekulák diffúziós sebességét, ezáltal a szerves mikroszennyezők könnyebben jutnak be az adszorbens pórusaiba. Exoterm adszorpciós folyamatoknál alacsonyabb hőmérséklet kedvezőbb a megkötődés szempontjából, míg vannak olyan esetek is, amikor a hőmérséklet nem befolyásolja a megkötődést (Xu *et al.* 2021).

2.2.1.2. A fizikai tényezők hatása a szorpciós folyamatokra

Az adszorpciós kapacitás az egyik olyan paraméter, ami meghatározza az adszorpció hatékonyságát és eredményességét. Az adszorpciós kapacitás azt a mennyiséget jelenti, amelyet egy adott tömegű adszorbens képes megkötni meghatározott körülmények között, melyet számos tényező befolyásol (**2. táblázat**) (Satyam & Patra 2024).

2. táblázat: Az adszorpciós kapacitást befolyásoló fiziko-kémiai tényezők és direkt hatásaik (Forrás: Satyam & Patra 2024)

Tényező	Hatás
Felület	Növeli az adszorpciós kapacitást azáltal, hogy több adszorpciós helyet biztosít
Porozitás	A felület és a pórusok számának növekedése fokozza az adszorpciós kapacitást
Funkciós csoportok	Molekulák közötti specifikus kölcsönhatások révén növelik a kapacitást
Molekulaméret	A kisebb molekulák hatékonyabban adszorbeálódnak a jobb hozzáférhetőség miatt
Polaritás	A kapacitás növekszik, ha poláris molekulák poláris adszorbensen kötődnek
Koncentráció	A magasabb koncentráció egységnyi idő alatt nagyobb kapacitást eredményez
Hőmérséklet	A magasabb hőmérséklet fokozhatja a kapacitást, szennyezőanyagoként eltérhet
pH	Befolyásolja az adszorbens töltését és a molekulák disszociált formáját, ezáltal az adszorpciós kapacitást

A felület nagyságának standardizált mutatója a fajlagos felület (specific surface area, SSA), amely meghatározása elengedhetetlen az adszorpciós vizsgálatokban. Ez az érték fejezi ki az adszorbens egységnyi tömegére jutó felület nagyságát (mértékegysége: m^2/g). Megmutatja, hogy egy adott tömegű adszorbens mennyi hasznos (adszorpcióra alkalmas) felülettel rendelkezik, ami hatékonyabban hasonlítható össze különböző anyagok között, így például egyes talajkomponensek között is. A környezetben egyes talajok magas agyagtartalma és a magas szervesanyag-tartalom (soil organic matter - SOM) nagyobb fajlagos felületet eredményez, ami kedvez a megkötődésnek (Szabó 2022). A SOM, továbbá, karbonil-, karboxil-, fenol-, alkohol- és amin-csoportokat tartalmaz, amelyek hidrogénkötéseket és elektrosztatikus kölcsönhatásokat alakíthatnak ki a szerves szennyezőkkel. A magas SOM- és agyagtartalom a talajban együttesen növelik a gyógyszerhatóanyagok adszorpciós kapacitását, azonban, ha a szervesanyag közrefogja az agyagásvány-szemcséket, csökkenthetik is egymás hatását (Hong *et al.* 2023, Szabó 2022).

2.2.1.3. A szerves mikroszennyezők fiziko-kémiai tulajdonságainak hatása a szorpciós folyamatokra

A gyógyszerhatóanyagok tartalmazhatnak savas és bázikus funkciós csoportokat is, ezért a környezeti kémhatástól függően anionos, kationos, semleges vagy ikerionos (pozitív és negatív töltést is tartalmazó) formában is előfordulhatnak. Általánosságban elmondható, hogy a bázikus funkciós csoportokat (amino-csoportokat) tartalmazó gyógyszerhatóanyagok magasabb adszorpciós affinitást mutatnak, mint a semleges vagy savas (karboxilcsoportot

tartalmazó) gyógyszerhatóanyagok (Patel *et al.* 2019). A gyógyszerhatóanyagok a környezetben disszociált (ionos) és disszociálatlan (molekuláris/semleges) formában is előfordulhatnak. Disszociáción általában egy vegyületnek kisebb részecskékre - ionokra vagy semleges molekulákra - történő reverzibilis szétválását értjük. Környezetkémiai szempontból a gyógyszermolekulák esetében leggyakrabban a sav-bázis típusú, ionképző disszociáció a meghatározó (Pathare *et al.* 2014). Az, hogy a hatóanyag milyen formában van jelen a környezetben, a molekulák pK_A és $\log-K_{ow}$ értékeitől függ. A pK_A érték azt a pH-t jelöli, ahol az adott vegyület disszociálódik (amelyen a disszociált és disszociálatlan formák koncentrációja egyenlő), míg a $\log-K_{ow}$, azaz az oktanol/víz megoszlási hányados jelzi, hogy egy adott gyógyszermolekula mennyire hidrofób (víztaszító) tulajdonságú. Ha a pH érték alacsonyabb, mint a pK_A , egy gyenge sav esetében az ionizálatlan forma dominál, míg egy gyenge bázis esetében az ionizált forma a jellemző. A pK_A és a $\log-K_{ow}$ érték összefügg, mert a hatóanyag disszociációjával a vegyület hidrofílebb tulajdonságú lesz. Az ionizált formák sokkal polárisabbak (hidrofílebbek), ezáltal rosszabbul oldódnak oktanolban, ami alacsony K_{ow} értéket eredményez. A kialakuló disszociációs forma befolyásolja az elektrosztatikus kölcsönhatások jellegét a szilárd felületekkel, ezáltal szabályozva az adszorpciós folyamatokat (Szabó 2022). A $\log-D$, azaz az eloszlási koefficiens, az oktanol-víz kétfázisú rendszerben adott pH-n, az összes (ionizált és semleges) molekula megoszlását írja le. Az ionizációra képes vegyületek valódi hidrofóbicitását pontosabban adja meg, mint az egyszerű $\log-K_{ow}$, mivel figyelembe vesz minden molekuláris formát (Jung *et al.* 2013).

2.2.2. Degradációs folyamatok

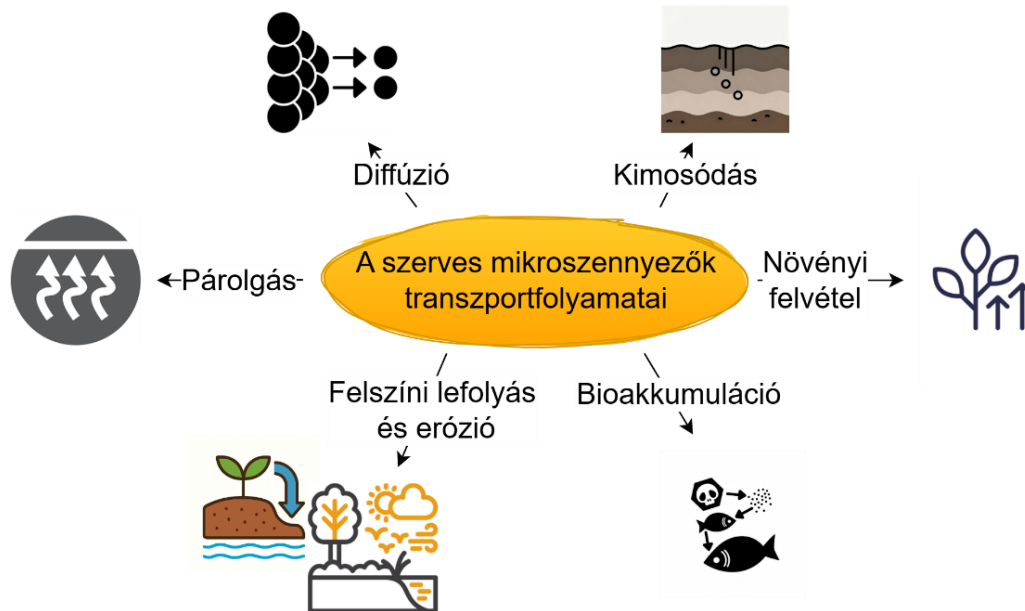
A szerves mikroszennyezők talajkolloidokon történő megkötődése befolyásolja azok mobilitását, lebomlását és biohasznosulását is. A talajban található szerves mikroszennyezők mennyiségének csökkenését főként a lebomlás és az anyagmozgás határozza meg. A lebomlás három fontos típusa emelhető ki: fotokémiai lebomlás (fotodegradáció), kémiai lebomlás, és biológiai lebomlás (biodegradáció) (Pérez-Lucas & Navarro 2024). Számos szerves mikroszennyező (pl. gyógyszerhatóanyagok és szintetikus ipari festékek) bomlik le ultraibolya (UV) fény hatására. A folyamat során a szennyezőanyag energiát nyel el, amely az elektronok gerjesztése révén gyengébb vagy kevésbé stabil kötéseket szakíthat fel. Ez bekövetkezhet mindaddig, amíg az elnyelt fotonok energiája nagyobb vagy egyenlő a kötési energiával (Pérez-Lucas & Navarro 2024). A fotodegradáció lehet direkt, amikor a vegyület közvetlenül nyel el UV-sugárzást (< 400 nm), vagy indirekt, amikor az energiát egy másik komponens nyeli el, majd átadja azt a mikroszennyező molekulának (Burrows *et al.* 2002). Khan *et al.* (2022b)

leírják, hogy a metilénkék fotodegradációja hatékony módszer, mivel a festék fényérzékenyítő fotokatalizátorként is működhet. Figyelmeztetnek azonban, hogy stabilitása miatt önmagában fotolízissel vagy katalízissel nem bontható le hatékonyan. Pusztán fotolízissel, 10 órás besugárzás után csupán 7,9%-os MB-eltávolítás érhető el, míg 24 óra alatt katalizátor jelenlétében, fény nélkül mindössze 10%-os lebomlás figyelhető meg.

A kémiai és a biológiai degradáció számos esetben szorosan összefügg egymással, így a két kategóriát célszerű egy összetett, komplex folyamatként kezelni. A kémiai degradáció oxidációt, hidrolízist és más, talajban lezajló folyamatokat foglal magában a pH, a hőmérséklet és a nedvességtartalom függvényében. A biológiai lebontás során a talaj mikroorganizmusai anyagcsere vagy enzimatis úton átalakítják, illetve módosítják a talajban jelenlévő mikroszennyezők szerkezetét (Pérez-Lucas & Navarro 2024). A talaj mikroorganizmusai (baktériumok, gombák, algák, protozoonok és vírusok) aerob és anaerob környezetben bontják a mikroszennyezőket. Aerob körülmények között az oxigén az elektron-akceptor, míg az anaerob folyamatokban nitrát, szulfát és egyéb komponens az akceptor molekula. Sollic *et al.* (2016) tetraciklinek vizsgálata során azt találták, hogy a szerves mikroszennyezők különböző módon kötődnek a talaj szervesanyagához, ezáltal csökkentve a mikroorganizmusok hozzáférhetőségét. Kutatásuk kiemeli azt is, hogy a lebomlás során képződő izomerek és bomlástermékek toxikusabbak is lehetnek a kiindulási vegyületnél. Kodešová *et al.* (2016) semleges töltéssel rendelkező gyógyszerhatóanyagokat, köztük karbamazepint vizsgáltak különböző talajtípusokban. Általánosságban elmondható, hogy a tápanyagdúsabb és magasabb mikrobiális aktivitású talajokban (pl. csernozjom) a vegyületek gyorsabban lebomlanak, ami rámutat a talajtípus döntő szerepére a szerves mikroszennyezők eloszlásában és eltávolításában.

2.2.3. Transzportfolyamok

A szerves mikroszennyezők transzportja a környezetben számos folyamaton keresztül megvalósulhat, melyek befolyásolják eloszlásukat és környezeti kockázatukat (4. ábra).



4. ábra: A szerves mikroszennyezők transzportfolyamatai a környezetben (Forrás: Szávai 2025 Pérez-Lucas & Navarro 2024 nyomán)

A szerves mikroszennyezők diffúziója mind a talaj gázfázisában, mind a szilárd részecskék közötti folyadék- vagy levegőfázisban megfigyelhető. Piai *et al.* (2019) aktív szénben vizsgálták a mikroszennyezők diffúzióját. Megállapították, hogy a diffúziós folyamat meghatározó az adszorpciós eltávolítás során, és nagyban függ a pórusmérettől. A nagyobb molekulák diffúziója korlátozottabb a mikropórusokon keresztül, míg a mezopórusok jelenléte könnyíti a diffúziót, így gyorsabb adszorpciót eredményez. A szerves mikroszennyezők elpárolgása a talajból és diffúziója a légkörbe többnyire elhanyagolható (Pérez-Lucas & Navarro 2024). A felszíni lefolyás és eróziós folyamatok eredményeként a talaj a mezőkről, mezőgazdasági területekről, magasabban fekvő területekről a szomszédos földterületekre, víztestekbe jut. A jelenség során két egymásra ható folyamat játszódik le: az első a talaj aggregátumainak széttöredezése természeti és antropogén hatások (pl. talajművelés) által, majd a keletkező törmelék-részecskék mozgása a szállító ágensek (víz, szél vagy élő szervezetek) révén. A szerves mikroszennyezők a vízi rendszerekbe jutva felhalmozódhatnak, és biológiai hatásuk hosszú távon károsítja a vízi élővilágot, a táplálékláncon keresztül az emberi egészséget is érintik (Singh *et al.* 2023). Az élő szervezetek életciklusuk során képesek bizonyos szerves mikroszennyezőket felhalmozni, ami oda vezethet, hogy szervezetükben ezeknek a

vegyületeknek a koncentrációja nagyobb lesz, mint a környezetben (Pérez-Lucas & Navarro 2024). Kinney *et al.* (2008) 77 különböző antropogén szennyező felhalmozódását tanulmányozták mezőgazdasági talajokban, földigilisztákon. A szerzők szerint a szerves mikroszennyezők különböző mértékben, de felhalmozódnak a földigilisztákban, még akkor is, ha a talajban azok koncentrációja alacsony vagy nem detektálható. A szerves mikroszennyezők növényi hozzáférhetősége a talaj fizikai, kémiai és biológiai jellemzőitől, továbbá a hatóanyag fiziko-kémiai tulajdonságaitól függ. A talajban lévő szennyezők egy részét a növények felvehetik, és különböző szerveikben raktározhatják, ezáltal a gyógyszermolekulák bejuthatnak a táplálékláncba (Szabó 2022). Az antropogén szennyezőanyagok kimosódása a talajból gyakori folyamat a környezetben, amely az esővíz vagy az öntözés hatására megy végbe. Ehhez a folyamathoz elengedhetetlen, hogy az anyag megfelelő vízdékonysággal rendelkezzen, ellensúlyozva esetleges megkötődésüket a talajszemcséken. A mikroszennyezők transzportja a talajban elsősorban mátrixáramlás útján zajlik, ugyanakkor a talaj makropórusai előnyben részesített útvonalként szolgálnak, ami a szennyezők gyorsabb mozgását eredményezi a telítetlen zóna felé. Sok európai országban, ahol az ivóvíz jelentős részét felszín alatti forrásokból nyerik, a kimosódás folyamata kiemelt jelentőséggel bír (Pérez-Lucas & Navarro 2024).

2.3. A fixed-bed adszorpció rendszerek bemutatása

2.3.1. A fixed-bed rendszerek elméleti alapjai

Az adszorpció elválasztási és eltávolítási folyamatok többféle technikával valósíthatók meg. A legelterjedtebbek a szakaszos egyensúlyi (batch), fixágyas (fixed-bed) és fluidágyas rendszerek. A batch és a rögzített ágyas rendszer közötti leglényegesebb eltérés az adszorpció egyensúly létrejöttének mechanizmusában mutatkozik meg. Batch rendszerben az adszorbens és az oldott anyag meghatározott ideig, meghatározott szilárd-folyadék arányban közvetlen érintkezésben van egymással, amíg az egyensúly be nem áll (Patel & Vashi 2015). Az oszlopos, folyamatos vagy másnéven fixed-bed eljárás esetén az oldott anyagot tartalmazó oldat meghatározott áramlási sebességgel folyamatosan áramlik át az adszorbenst tartalmazó oszlopon, miközben az oldott anyag folyamatosan érintkezik a töltettel. Az eljárást széles körben alkalmazzák nagyobb szennyezőanyag-terhelésű szennyvizek tisztítására. Ez a technika számos előnnyel rendelkezik: folyamatos, nagy mennyiségű folyadék átáramoltatására alkalmas, ipari célokra is potenciálisan alkalmazható, egyszerűen üzemeltethető, alacsony költségű, magas hatásfokkal működik, és nem jár erősen toxikus melléktermékek keletkezésének kockázatával. Az oszloppal történő adszorpció kétféle üzemmódban valósítható meg: lefelé áramló (downstream) rendszerben, amikor az oldat áramlási iránya megegyezik a gravitációval, valamint felfelé áramló (upstream) rendszerben, amikor az oldat áramlása a gravitációval ellentétes irányban történik (Yu *et al.* 2016; Patel 2022). Az adszorpció folyamatok során számos paramétert szükséges figyelembe venni, fixed-bed rendszerekben ilyen a kiindulási koncentráció, a térfogatáram vagy áramlási sebesség és az oszlop magassága (bed height) (Ahmed & Hameed 2018).

2.3.2. A fixed-bed rendszerek működése

Általánosságban a folyamatos adszorpció egy rögzített oszlopban zajlik, ahol a szennyvíz egy álló adszorbens tölteten halad át. A folyamatban a szennyvíz folyamatosan belép és kilép az oszlopból, miközben az ionok koncentrációja mind az oldatban, mind az oszlopban lévő adszorbens felületén folyamatosan változik (Nazari *et al.* 2016). Az oszlop végein szűrő akadályozza meg, hogy az adszorbens a folyadékfázissal együtt kiáramoljon. A rendszerben a folyadék áramlását leggyakrabban egy áramlásszabályzóval rendelkező perisztaltikus szivattyúval biztosítják. A folyadékfázis, amely oldott anyagokat (szennyezőket) tartalmaz, előre meghatározott sebességgel áramlik át az oszlopon. Az adszorbens átnedvesedésével az

oldott anyagok hidrofóbicitásukból vagy méretükből adódóan a felületre kötődnek. Ez a folyamat addig tart, amíg a bioszorbens pórusai és funkciós csoportjai nem telítődnek. Telítés esetén a további adszorpció már nem lehetséges, és az oldott anyag átvitele a szilárd-folyadék határon megszűnik. Az adszorpció mértékét a fixed-bed oszlop bemeneti és kimeneti koncentrációinak összehasonlítása alapján határozzák meg, amely lehetővé teszi az oszlop hatásfokának és kapacitásának értékelését. A koncentrációk időbeli változása – az ún. áttörési görbe – jól szemlélteti az adszorpciós kapacitás kimerülésének folyamatát, és lehetőséget nyújt a kinetikai paraméterek meghatározására (Abin-Bazaine *et al.* 2024). Az adszorbenst tartalmazó oszlop része a tömegátviteli zóna (mass transfer zone – MTZ), ahol az oldott anyag a leghatékonyabban és leggyorsabban adszorbeálódik (Patel 2022).

2.3.3. A fixed-bed adszorpciós teljesítményt befolyásoló tényezők

Az áramlási sebesség határozza meg az adszorbenssel való érintkezés időtartamát, ami kulcsfontosságú a nagy eltávolítási hatékonysághoz. Több kutatás is azt találta, hogy magasabb átfolyási sebesség esetén csökken a kontaktidő, vagyis az az időtartam, amíg a szennyező érintkezik az adszorbens felületével (Nazari *et al.* 2016; Tian *et al.* 2013; Darweesh & Ahmed 2017). A nagyobb áramlási sebesség lerövidítheti az áttörési időt és csökkentheti az adszorbeált mennyiséget, míg a kicsi átfolyási sebesség hosszabb tartózkodási időt biztosít, így hatékonyabb eltávolítást tesz lehetővé. Az áramlási sebesség mellett a kiindulási koncentráció is kulcsszerepet játszik az adszorpciós folyamatokban. Amennyiben magas, erőteljesebb koncentrációkülönbséget hoz létre az oldat és az adszorbens felülete között, ami gyorsabb telítődést és az áttörési pont korábbi megjelenését eredményezi. Több tanulmányban megfigyelték, hogy a kezdeti koncentráció növekedésével az áttörési idő csökken, de a teljes adszorbeált mennyiség nő, mivel a molekulák megnövekedett száma miatt több adszorpciós hely telik meg (Jung *et al.* 2017; Golie & Upadhyayula 2016; Sotelo *et al.* 2013). Az oszlop magassága is jelentősen befolyásolja a megkötődés mértékét. Magasságának növelésével nő a kontaktidő, így késleltethető az áttörési pont kialakulása és nő a teljes eltávolítási kapacitás. A fentebb említett kutatások többsége azonban egyhangúan az oszlop magasságát tartja a legkevésbé meghatározó tényezőnek az említett tényezők közül (Ahmed & Hameed 2018).

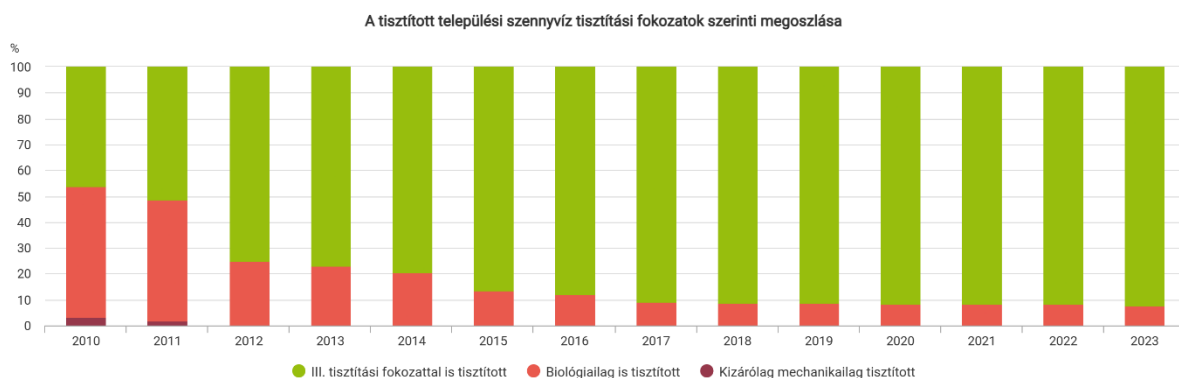
2.4. Szennyvíztisztítás és a mikroszennyezők: technológiai áttekintés

A különböző típusú víztestek vízminősége a világ minden táján attól függ, hogy az emberi tevékenységek során, különösen a sűrűn lakott területeken keletkező szennyvíz miként kerül

kezelésre és ártalmatlanításra. Globálisan évente körülbelül 360 km³ háztartási és kommunális szennyvíz keletkezik, amelyből 41 km³/év (11,4 %) kerül (szennyvíztisztító telepeken történő kezelés után) újrahasznosításra, 149 km³/év (41,4 %) kerül tisztítás után kibocsátásra, míg 170 km³/év (47,2 %) szennyvízkezelés nélkül jut közvetlenül a környezetbe. A legújabb felmérések szerint 2017-ben világszerte körülbelül 3,1 milliárd ember számára volt elérhető a szennyvíztisztító telepekhez kapcsolt csatornahálózat (Macedo *et al.* 2022). Magyarországon 2023-ban 596 millió m³ szennyvíz keletkezett, amely a korábbi évekhez képest számottevően nagyobb mennyiségű. Ennek oka, hogy több új település került bekapcsolásra a szennyvízhálózatba, továbbá a korábbi évekhez képest egyre pontosabban mérhető a beszivárgott csapadék mennyisége, amely szennyvízként került elvezetésre. Annak ellenére, hogy ebből 571 millió m³ megtisztításra került, mégis 25 millió m³ szennyvíz került tisztítatlanul a befogadó felszíni vizekbe (KSH 2024). Számos szerves mikroszennyezőt azonosítottak a tisztított szennyvízben az elmúlt évtizedekben a világ minden táján, ezek körülbelül 70 %-a gyógyszerhatóanyag és higiéniai termék, míg 30 %-a ipari és mezőgazdasági eredetű vegyület (Chiavola *et al.* 2025). A hagyományos szennyvíztisztító telepek képesek a szennyezőanyagok széles spektrumát eltávolítani, beleértve a lebegő és kolloid részecskéket, az oldott szerves anyagokat, a tápanyagokat és a kórokozókat; azonban ezek a rendszerek nem a mikroszennyezők hatékony eltávolítására lettek kialakítva. Ezen anyagok eltávolítási hatékonysága nagymértékben függ azok perzisztenciájától, fiziko-kémiai tulajdonságaitól, az alkalmazott tisztítási technológiától, valamint az üzemeltetési és a környezeti feltételektől. A szennyvíztisztító telepek általában primer, szekunder, és esetenként tercier tisztítási lépcsőket alkalmaznak (Rout *et al.* 2021).

Az elsődleges szennyvíztisztítási folyamatok célja a beérkező lebegőanyagok, szuszpendált és kolloid szilárd anyagok eltávolítása, ide tartozik a szűrés, homokeltávolítás, ülepítés, flotálás, zsír- és olajleválasztás, valamint az aprítás. Ezek az eljárások a legtöbb mikroszennyező esetében hatástalanok, azonban egyes illatanyagok és adalékanyagok (pl. biszfenol A – BPA) jó hatásfokkal (> 40 %) kivonhatók az elsődleges kezelés során is. Ezek az anyagok a primer iszaphoz kötődve kerülnek eltávolításra. Ehhez levegőztetett homokfogó és kör alakú ülepítő szükséges, a levegőztetett homokfogó alkalmazása azonban jelentős növekedést is okozhat a fenolos vegyületek (pl. BPA) koncentrációjában, mivel a szemcsékhez eredetileg kötődő vegyületek a levegőztetés hatására leválhatnak (Luo *et al.* 2014). Az elsődleges tisztítás során a teljes szuszpendált szilárd anyagok 50–70 %-a, az olajok és zsírok 65 %-a kerül eltávolításra. Ebben a fázisban a szilárd anyagokhoz kötődően nem csak a mikroszennyezők, de a szerves

nitrogén, szerves foszfor és nehézfémek egy része is kiszűrhető (Asthana *et al.* 2016). A másodlagos tisztítás célja az oldott szerves anyagok eltávolítása biológiai lebontási folyamatok révén. Ezt heterotróf szervezetek segítségével érik el. Az elsődleges ülepítési szakasz során létrejött, általánosan homogén, biológiailag kezelhető folyadék és iszap a táptalaja a baktériumoknak. A szekunder lépcső magába foglal aerob, anaerob és speciális folyamatokat (pl. membrán bioreaktor). Ebben a szakaszban a mikroszennyezők számos folyamatnak ki vannak téve, mint pl. a biodegradáció, szorpció, diszperzió, hígulás, fotodegradáció és volatilizáció. Mivel a szerves mikroszennyezők eltávolításának domináns mechanizmusai a biodegradáció és az adszorpció, így mikroszennyezők szempontjából ezek a meghatározó mechanizmusok a szekunder lépcső esetében (Rout *et al.* 2021; Asthana *et al.* 2016). A harmadlagos szennyvíztisztítást akkor alkalmazzák, amikor a szekunder lépcsővel eltávolíthatatlan komponenseket, például nitrogént, foszfort és nehézfémeket kell eliminálni. Minden harmadlagos tisztítási eljárás bizonyos elemek eltávolítására szolgál, ezért lehetséges, hogy egy telep több harmadlagos tisztítási eljárást is alkalmaz. Ilyen eljárások pl. a szűrés (szuszpendált vagy kolloid szilárd anyagok eltávolítása), adszorpció, kémiai oxidáció (szerves anyagok, nitrogén, foszfor eltávolítása), ózonizáció, klórozás és UV-sugárzás (fertőtlenítés) (Asthana *et al.* 2016). Magyarországi viszonylatban a tercier tisztítási fokozattal tisztított szennyvíz aránya fokozatosan nőtt az elmúlt évtizedben, 2023-ra elérte a 92 %-ot (5. ábra). A kizárólag mechanikailag tisztított szennyvíz mennyisége és aránya 0,1 %-ra csökkent 2014 óta, gyakorlatilag elenyésző (KSH 2024).



5. ábra: A tisztított települési szennyvíz tisztítási lépcsők szerinti megoszlása Magyarországon (2010–2023) (Forrás: KSH 2024)

Az utókezelés a hagyományos kezelést, azaz általában a másodlagos lépcsőt követő kezelési folyamat, a tercier lépcsőnél mégis tágabb fogalom (Lember & Kuusik 2020). A mikroszennyezők eltávolítására leginkább alkalmas eljárások jellemzően a másodlagos

lépcsőnél jelennek meg, azonban gyakran szükséges egy szennyezőcsoport-specifikus utókezelési eljárás is a megfelelő hatékonyság elérése érdekében. Ezek közé a technológiák közé tartoznak a különböző szűrési eljárások (reverz ozmózis, nano-, ultra- és mikroszűrés), adszorpciós eljárások (szemcsés (GAC) vagy porított aktív szén (PAC)), oxidációs eljárások (pl. ózonos oxidáció, UV/H₂O₂), biológiai eljárások (membrán bioreaktor (MBR), mozgóágyas biofilmes reaktor (MBBR)). A legeredményesebb eltávolítási technológiák közé tartozik az ózonkezelés és az adszorpciós aktívszén-kezelés (Kosek *et al.* 2020). Belete *et al.* (2023) több, mint 1500 tanulmány feldolgozásával arra a következtetésre jutottak, hogy a fejlett oxidációs és a membrántechnológiát használó eljárások (pl. membránszűrés, membrán bioreaktor) szintén hatékony alternatívát jelentenek a szerves mikroszennyezők eltávolítására. Magas üzemeltetési költségeik, és a keletkező melléktermékek és a koncentrált szennyezőanyagok miatt azonban nehezen alkalmazhatók, kiemelten igaz ez az alacsony jövedelmű országokra. Ezért a mikroszennyezők teljeskörű eltávolítása érdekében elengedhetetlen a költséghatékony, kombinált szennyvízkezelési technológiák adaptálása és kiterjesztése. Olyan kombinált technológiák alkalmazása javasolt, amelyek alacsony költségű fizikai, kémiai és biológiai módszerek révén hatékonyan képesek eltávolítani a szerves mikroszennyezőket, ilyenek pl. a low-cost növényi adszorbensek (Belete *et al.* 2023).

Ehhez az adaptációhoz és kiterjesztéshez tartozik az Európai Bizottság 2022. október 26-án benyújtott hivatalos javaslata, ami tartalmazza a kvaterner (negyedleges) kezelés bevezetésének koncepcióját. A javaslat a mikroszennyezők eltávolításának igénye miatt született meg, amelyek esetében 80%-os eltávolítási arányt remélnek. Az Európai Parlament és az Európai Tanács által 2024. november 27-én elfogadott végleges irányelv szerint a kvaterner kezelés 150 000 p.e. (lakosegyenérték) feletti telepeken kötelezően, 10 000–150 000 p.e. közötti telepeken kockázatelemzés alapján alkalmazandó. Hasonló irányelv már Svájcban is született, ahol a mikroszennyezők nagyobb része törvényileg is szabályozott (European Commission 2022; Chiavola *et al.* 2025).

2.5. A lignocellulóz alapú adszorbensek

2.5.1. A lignocellulózzal általában

A lignocellulóz alapú biomassa egy heterogén polimer komplex, amely három fő összetevőből áll: cellulózból (35–55 %), hemicellulózból (20–40 %) és aromás ligninből (10–25 %). Ezek a növényi sejtfal fő szerkezeti elemei, melyek ugyan eltérő módon, a sejtfal szilárdságát és szerkezeti stabilitását biztosítják. Százalékos összetételük eltérhet a különböző

biomasszában, függően a biomassza típusától (pl. kemény és puhafa fajok, fűfélék, mezőgazdasági melléktermékek), a talaj típusától, az éghajlati viszonyoktól, a felhasznált műtrágyák típusától, a növekedési körülményektől, a betakarítási technológiától, valamint egyéb fizikai tényezőktől (**3. táblázat**) (Sharma *et al.* 2023).

3. táblázat: A cellulóz, a hemicellulóz és a lignin százalékos megoszlása a különböző biomasszában (Forrás: Segers *et al.* 2024)

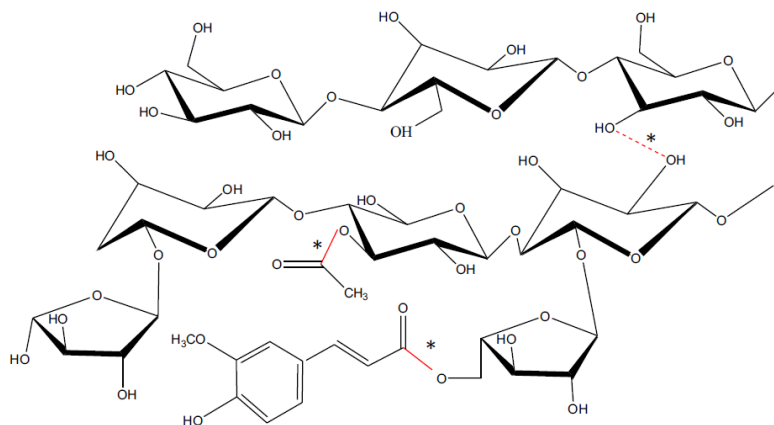
	Cellulóz		Hemicellulóz		Lignin	
	Alsó határ	Felső határ	Alsó határ	Felső határ	Alsó határ	Felső határ
Energianövények	21 %	54 %	5 %	30 %	5 %	10 %
Fűfélék	25 %	40 %	23 %	50 %	10 %	30 %
Puhafák	40 %	50 %	19 %	35 %	21 %	35 %
Keményfák	38 %	55 %	17 %	40 %	16 %	30 %
Ipari és mezőgazdasági melléktermékek	25 %	29 %	18 %	20 %	17 %	21 %

A biomasszatermelés és -hasznosítás világszerte jelentős regionális eltérést mutat, amely elsősorban a klimatikus viszonyokhoz, a mezőgazdasági szerkezethez és az ipari infrastruktúrához köthető. Az Oak Ridge National Laboratory (ORNL) 2025-ben megjelent, átfogó elemzése szerint a globálisan elérhető biomassza mennyisége meghaladja a 2,8 milliárd tonnát, amelynek döntő hányadát a mezőgazdasági melléktermékek és az erdészeti hulladékok adják. A trópusi és szubtrópusi régiókban – mint Brazília, Indonézia és India – a biomasszatermelés elsősorban cukor- és olajnövényekhez kötődik. A mérsékelt égövi térségekben, mint az Egyesült Államok és az Európai Unió, a felhasználható biomassza elsősorban a gabona- és olajnövényekből, valamint az erdészeti melléktermékekből kerül ki. Az erdészeti hulladékok (faapríték, kérgek, nyessedékek) fontos alapanyagai pl. a bioenergiatermelésnek, főként Észak- és Közép-Európában. Az afrikai régió biomasszatermelése mennyiségileg jelentős, de az ipari hasznosítás mértéke korlátozott. A fő forrásokat itt a mezőgazdasági maradványok – például a kukorica-, cukornád- és rizsszár – képezik, amelyeket jellemzően háztartási tüzelőanyagként alkalmaznak. A kontinensen a biomassza-potenciál kihasználását a hiányos logisztikai és feldolgozó infrastruktúra gátolja. A biomasszatermelés legnagyobb mennyiségben ott történik, ahol a klimatikus feltételek kedveznek a gyors növényi növekedésnek (trópusi-szubtrópusi övek), ugyanakkor a magas

hasznosítási arány inkább a fejlettebb ipari infrastruktúrával rendelkező országokra (pl. USA, Brazília, EU) jellemző. Ezáltal a biomaszatermeléshez és annak hatékony felhasználásához a feldolgozási kapacitás és a gazdasági körülmények megléte is meghatározó (ORNL 2024). A környezetben egyre számottevőbb mennyiségű vegyi anyagok visszaszorítására jelentős érdeklődés mutatkozik a környezetbarát és megújuló anyagok iránt. A számos lehetőség közül fizikai és kémiai tulajdonságainak köszönhetően a lignocellulóz ígéretes választásként emelkedik ki a víztisztításban. A lignocellulóz alapú hulladékokkal és melléktermékekkel jó hatékonyság érhető el a nehézfémek (pl. arzén, kadmium, réz, króm, ólom), valamint a szerves szennyezők (pl. színezékek, gyógyszermaradványok és peszticidek) megkötésében. Ezenfelül a lignocellulóz anyagok értékesek a szénhidrogének megkötésében is, ezáltal kulcsszerepet játszhatnak az olajszenyezésekkel kapcsolatos környezeti problémák kezelésében (Bhardwaj *et al.* 2025).

2.5.2. A lignocellulóz szerkezete

A lignocellulóz szerkezetének alapja a homopoliszacharid cellulóz, amelyet hidrogénkötések és van der Waals-erők stabilizálnak (**6. ábra**).



6. ábra: A lignocellulóz szerkezete (Forrás: Velmurugan & Incharoensakdi 2018)

A cellulóz ismétlődő szerkezeti egysége a cellobióz, amely β-D-glükóz monomerekből álló diszacharid. Ezzel szemben a hemicellulóz egy elágazó heteropoliszacharid, amely többféle szabad monoszacharidot tartalmazhat (pl. hat szénatomos cukrokat – galaktóz, mannóz –, öt szénatomos cukrokat – xilóz, arabinóz –, valamint karbonsavakat – galakturonsav, mannuronsav). A hemicellulóz kovalens és hidrogénkötésekkel kapcsolódik a ligninhez. A növényi szövetekben ún. híd szerepet is betölt, mivel lehetővé teszi, hogy a lignin monomerek lerakódjanak a növényi sejtfal kiegészítő rétegeiben. A lignocellulóz harmadik alkotóeleme, a

lignin, egy komplex, heterogén, keresztkötésekkel összekapcsolt makromolekula. Ez a polimer ún. barrier funkciót tölt be, csökkenti a cellulóz hozzáférhetőségét azáltal, hogy a hemicellulózt a cellulózhoz köti a növényi sejtfalban. Hidrolízissel szemben rendkívül ellenálló, valamint hidrofób jellegű (Bhardwaj *et al.* 2025). Fő alkotóelemein kívül a lignocellulóz tartalmaz még kisebb mennyiségben fehérjéket, pektint, hamut és egyéb anyagokat (pl. szervetlen anyagok, viaszok, zsírok, gyantás savak, fenolos vegyületek) (Sharma *et al.* 2023).

2.5.3. A növényi alapú adszorbensek szorpciós képessége

A bioszorpció mechanizmusai az adszorbens biológiai eredetétől függően változnak. A szorpciós mechanizmus és az adszorbensként használt anyag szerkezetének megértésével javítható a bioszorbens teljesítménye, és pontosabb szennyezőanyag-eltávolítást tesz lehetővé (Kainth *et al.* 2024). A növényi zöldhulladékok eredetük és lignocellulóz-tartalmuk miatt hatékony adszorbensként használhatók a vízkezelésben. A komplex polimerek összetett, térbeli struktúrát alkotnak, amely nagy porozitást és nagy fajlagos felületet eredményez. Ez lehetővé teszi a szennyezők hatékony megkötését, mivel több aktív kötőhely áll rendelkezésre az adszorpcióhoz. A lignin poláris funkciók csoportokkal rendelkezik, mint például éterek (-O-), aldehidek (-CHO), ketonok (-CO-), alkoholok (-OH), karboxil (-COOH)- és fenolos csoportok, amelyek szintén növelik az adszorbens adszorpciós kapacitását (Mo *et al.* 2018; Abegunde *et al.* 2020). A leggyakoribb kemisorpciós mechanizmusok az ioncsere, az elektrosztatikus kölcsönhatás, a kelátképzés, a csapadékképzés és a bioszorbens felületén lévő funkciók csoportokkal való megkötődés (Kainth *et al.* 2024). Számos kutatás megállapította, hogy a lignocellulóz szerkezeti összetettsége és a funkciók csoportok jelenléte miatt a nehézfémek, festékek és gyógyszerhatóanyagok elsősorban ioncserén, illetve a bioszorbens felületén lévő funkciók csoportokkal történő komplexképzés útján kötődnek meg az adszorbensen (Bhatnagar & Sillanpää 2010; Krishnani *et al.* 2008; Tang 2024). Bár a bioszorbensek fenntartható megoldást kínálnak a szennyezőanyagok eltávolítására a szennyvizekből, hatékonyságukat számos tényező korlátozza. A jövőbeli kutatásoknak a bioszorbensek hatékonyságának növelésére, fenntartható módosítási lehetőségek feltárására, a regenerációs módszerek optimalizálására, valamint az ipari alkalmazások kiterjesztésére kell fókuszálnia (**4. táblázat**) (Molebatsi *et al.* 2025).

4. táblázat: A bioszorbensek limitációi és azok lehetséges megoldásai (Forrás: Molebatsi *et al.* 2025)

Kihívás	Lehetséges irány
Alacsony adszorpciós kapacitás	Fizikai, kémiai módosítása
Legtöbb adat egykomponensű szennyezőkre koncentrálnál – gyakran nem tükrözi a valós szennyezéseket	Módosított bioszorbensek többkomponensű szennyezőkre is hatékonyak – nagyobb kutatási fókusz
Kevés beszámoló valódi szennyvízminták vizsgálatáról	Ipari szennyvizeket használó kutatások
Kevés információ a bioszorbensek regenerációjáról	Nagyobb kutatási fókusz a regenerációs technikák hatékonyságáról

Ahhoz, hogy a nyers zöldhulladéknál nagyobb eltávolítási hatékonyságot érjünk el, különböző módosítási és aktiválási eljárásokat alkalmazhatunk, amelyek jelentősen növelik a szorbens adszorpciós képességet és javítják szerkezeti tulajdonságait. Ezek az eljárások fokozzák az adszorpcióra képes felületet, továbbá növelik a funkciós csoportok számát és típusát. Az eljárásokkal nő az anyagok stabilitása, nő a porozitás, és a módosult pórusterfoghatóság és részecskeméret is pozitívan befolyásolja az adszorpciót. Kétféle módosítási eljárást különböztetünk meg: fizikai és kémiai módosítást. A fizikai módosítás gőzzel, CO₂-vel vagy levegővel végezhető, és kevésbé befolyásolja az adszorbens porozitását, mint a kémiai aktiválás. Ezzel szemben a kémiai módosítás során savakat, sókat vagy lúgos vegyületeket alkalmaznak (Bhardwaj *et al.* 2025). A leggyakrabban használt savak és oxidálószerke közé tartoznak pl. a salétromsav (HNO₃), a kénsav (H₂SO₄), a foszforsav (H₃PO₄) vagy a citromsav (C₆H₈O₇). Az adszorbens felszínének savas kezelése fokozza a felület protonálódását és hidrofíll jellegét, miközben csökken az ásványianyag-tartalma. A savasan módosított felületet oxigéntartalmú funkciós csoportok, például karboxil (-COOH), karbonil (-CO-), kinon (-C=O-C=O-), hidroxil (-OH), lakton és karbonsav-anhidrid alkotják. A lúgos módosítás esetében a deprotonálódott felület negatív töltésű lesz, amely kedvez a pozitív felületi töltésű molekulák megkötésének. A felületi redukció többek között történhet pl. nátrium-hidroxiddal (NaOH), kálium-hidroxiddal (KOH), vagy különböző oxidok alkalmazásával (Abegunde *et al.* 2020; Abdolali *et al.* 2014).

2.5.4. A növényi alapú adszorbensek típusai, felhasználási lehetőségei

Számos biomassza-forrás létezik, amelyeket hat kategóriába sorolhatunk: energiaültetvények, mezőgazdasági termények és hulladékok, fa- és erdészeti anyagok, települési hulladék, vízi biomassza, valamint ipari hulladékok és melléktermékek. Az

energiaültetvények kategóriájába sorolhatjuk az élelmiszertermeléstől eltérő, magas energiahozamú növényeket. A mezőgazdasági termékek és maradványok kategóriája magában foglalja az elsődleges terményeket (beleértve az élelmiszernövényeket is), valamint a zöldség- és kertészeti hulladékokat. A fa- és erdészeti biomassa olyan anyagokat jelöl, amelyek kifejezetten begyűjthetők vagy melléktermékként keletkeznek, míg a települési hulladék kategóriája szerves hulladékokat foglal magába, mint például folyékony és szilárd étel- és anyaghulladék. Vízi biomasszának minősül az, amely algákból, iszapból és szennyvízből áll. Ipari hulladék és melléktermék pedig például az állati hulladék, trágya, vágóhídi melléktermék gázok, fermentáció utáni mikrobiális biomassa stb. (Segers *et al.* 2024). A biomassa felhasználható a szennyezőanyagok megkötésére. Adegoke *et al.* (2022) a fűrészpor alapanyagú bioszorbens optimalizálásának lehetőségeit is vizsgálták, hiszen a faipari alapanyagok jól hasznosíthatók adszorpciós célokra. Bhardwaj *et al.* (2025) azt találták, hogy a kukorica, rizs, búza és cukornád tekinthetők a főbb forrásoknak, melyek jelentős mennyiségű adszorpciós célra is használható biomasszát termelnek. Az ezekből és egyéb növényi részekből keletkező hulladékok mind low-cost megoldást nyújthatnak, úgy, mint pl. a búzaszalma, kukoricacsutka, különböző forrásból származó magvak és héjak, kemény- és puhafák, illetve egyéb növényi maradványok (Tyagi & Anand 2024; Elizalde-González *et al.* 2007; Abdolali *et al.* 2014). A víztisztítás csupán egyfajta felhasználása a biomasszáknak. Típusaik sokfélesége meghatározza, hogy milyen ipari termékek előállítására alkalmasak. A lignocellulóz biomassa legfőbb, magas hozzáadott értékkel rendelkező termékei a bioüzemanyagok, a biogáz, a biopolimerek és az építőipari anyagok. 2019-ben 159 milliárd liter bioüzemanyagot állítottak elő világszerte, amelynek 70 %-át Amerikában termelték meg. A lignocellulóz eredetű melléktermékek felhasználása hozzájárulhat a petrokémiai forrásoktól való függőség csökkentéséhez az üzemanyag- és műanyaggyártásban (Mujtaba *et al.* 2023). Becslések szerint a következő években a bioüzemanyagok, biokémiai termékek és különféle bioalapú anyagtípusok a fosszilis energiahordozók több mint 30 %-át helyettesíthetik. Ugyanakkor a lignocellulóz-biomasszából kinyert összetevők (lignin, hemicellulóz, cellulóz és egyéb kivonatok) számos szektorban felhasználhatók – például a gyógyszeriparban, a műanyag- és kompozitanyag-gyártásban, a mezőgazdaságban vagy a kozmetikai iparban. Az ilyen jellegű felhasználás azonban jelentős kémiai átalakítást és hasznosítási folyamatokat igényel (Okolie *et al.* 2021).

2.6. A karbonizáció bemutatása növényi alapanyagon

2.6.1. A karbonizációról általánosan

A szerves növényi és állati hulladékok különböző technikákkal alakíthatók át széné, ezek közé tartozik a pirolízis, a hidrotermális karbonizáció (hydrothermal carbonization – HTC), a gázosítás és a torrefikáció. A bioszén előállításának hagyományos karbonizációs módszere a pirolízis, míg a gázosításból, torrefikációból és HTC-ből származó széntermékek általában nem felelnek meg az Európai Bioszén Tanúsítvány (EBC) irányelveiben meghatározott bioszén definíciónak (Enaime *et al.* 2020). Az tanúsítvány irányelvei szerint a bioszén olyan szénben gazdag, porózus anyag, amelyet biomassza pirolízisével állítanak elő, és amelyet hosszú távú szénmegkötésre vagy anyaghasznosításra szánnak, nem pedig közvetlen tüzelésre. Az EBC tanúsítás megköveteli, hogy a bioszén megújuló, fenntartható forrásból származzon, a pirolízis-folyamat környezetkímélő és energiahatékony legyen, továbbá a termék szennyezőanyag-tartalma (pl. nehézfémek, PAH-ok) az előírt határértékek alatt maradjon (European Biochar Certificate 2025). Pirolízisnek azt a termokémiai bomlást nevezzük, amely anaerob körülmények között megy végbe. Három típusa ismert: lassú, köztes és gyors pirolízis, azonban a gyors és a flash pirolízis gyakran szinonimák. A bioszén pirolízissel, oxigénmentes, zárt terű reaktorban, a biomassza magas hőmérsékletű hevítésével keletkezik. A biomassza pirolízise 200–900 °C hőmérséklettartományban végezhető, de általában viszonylag alacsonyabb hőmérsékleten (400–600 °C) megy végbe, mint más termokémiai átalakítási eljárások (Panwar 2024; Ahmad *et al.* 2014). Ahmad *et al.* (2014) számos kutatás áttekintésével arra a következtetésre jutottak, hogy a pirolízis végén realizálható bioszén hozam az alapanyag típusától, a pirolízis hőmérsékletétől és a felfűtési sebességtől függ. A bioszén számos alkalmazási területen hasznosítható, például az energiatermelésben, a mezőgazdaságban, a szénmegkötésben, a szennyvíztisztításban és a biofinomításban, emellett alternatív megoldást kínál a szerves hulladékok kezelésére is (Panwar *et al.* 2019).

2.6.2. A bioszén hozam- és minőségfüggése

Általánosságban az állati alom és a szilárd hulladék nagyobb bioszén-hozamot eredményez, mint a tipikus növényi maradványok; ugyanakkor a növényi biomasszán belül a magas lignintartalmú anyagok is jelentősen növelhetik a bioszénhozamot. A magas hozam összefüggésbe hozható a kiindulási anyagok alacsonyabb szervesanyag-tartalmával, amit az alacsony hamutartalom is jelez. A lignin aromás szerkezete és ebből adódó termikus stabilitása

révén hozhat nagyobb hozamot. Lassabban bomlik le, mint a cellulóz és a hemicellulóz, és nagyobb arányban marad vissza szilárd szénformában. Emellett a lignin hő hatására kondenzált, szénben gazdag szerkezeteket képez, ami tovább növeli a bioszén hozamát (Ahmad *et al.* 2014). A pirolízis során alkalmazott hőmérséklet és felfűtési sebesség egyaránt jelentős mértékben befolyásolja a keletkező bioszén hozamát és tulajdonságait (**5. táblázat**).

5. táblázat: A különböző termokémiai eljárások során várható szénhozamok a hőmérséklettartomány, a tartózkodási idő és a felfűtési sebesség függvényében (Forrás: Ahmed *et al.* 2016)

Termokémiai eljárás	Hőmérséklet-tartomány (°C)	Hozam (%)	Tartózkodási idő	Felfűtési sebesség
Lassú pirolízis	100–1000	15–40	percek–órák	Lassú (< 10 °C/perc)
Gyors pirolízis	300–1000	10–25	< 2 mp	Nagyon gyors (~ 1000 °C/s)
Torrefikáció	200–300	61–77	percek–órák	Lassú (< 10 °C/perc)
Gázosítás	700–1500	~ 10	másodpercek – percek	Mérsékelten – nagyon gyors
HTC	175–300	30–72	30 perc–16 óra	Lassú
Mikrohullámú pirolízis	550–700	34	5–20 perc	Lassú
Flash karbonizáció	300–600	37–50	~ 30 perc	Lassú

Alacsony hőmérsékleten (< 300 °C) a hozam gyorsan csökken a dehidratációs reakciók és az illékony vegyületek eltávoztása miatt, azonban közepes hőmérséklettartományban (> 400 °C) már stabilabb, viszonylag magas hozam érhető el. Magas hőmérsékleten (600 – 800 °C) ismét jelentős hozamcsökkenés tapasztalható a nagyobb illékony anyagveszteség miatt, miközben a bioszén széntartalma nő. A H/C és O/C moláris arányai szintén kulcsfontosságú paraméterek a pirolízis folyamatának és a bioszén tulajdonságainak értékeléséhez. Alacsony hőmérsékleten a bioszén magasabb H- és O-tartalmú, több funkciós csoportot (pl. -OH, -COOH) tartalmaz, így polárisabb és hidrofil jellegű. Magasabb hőmérsékleten (pl. 600 – 700 °C) a szerves anyagok lebomlanak, a szénváz aromásabbá válik, a H és O eltávozik, így a bioszén hidrofóbabb, kevésbé poláris. A felfűtési sebesség (heating rate) további fontos paraméter: a lassabb felfűtési sebesség, illetve a lassú pirolízis esetén általában magasabb bioszén hozam érhető el, míg a

gyorsabb hevítés, illetve gázosítás során a hozam szignifikánsan csökken. Ennek oka, hogy ezek a feltételek kedveznek a gázfázisú termékek (pl. CO₂, H₂) képződésének és az illékony alkotók elvesztésének (Ahmad *et al.* 2014; Ahmed *et al.* 2016). A torrefikációs és a hidrotermális karbonizáció során nyert szenek (hydrocharok) viszonylag alacsony hőmérsékleten, ezáltal alacsony energiaigénnyel állíthatók elő. Magas termékhozammal rendelkeznek, oxigéntartalmú funkciós csoportokban gazdagok, ezáltal kiváló adszorpciós tulajdonságokkal bírnak. Különösen a metilénkéék és egyéb szerves mikroszennyezők eltávolításánál emelkednek ki a pirolízissel nyert bioszénrel szemben (Enaime *et al.* 2020).

2.6.3. A bioszén hatékonysága

Karbonizált adszorbens esetén az adszorpciós mechanizmus főként elektrosztatikus kölcsönhatásokat, π - π aromás gyűrűk közti kölcsönhatásokat, hidrogénkötéseket, póruskitöltést, nemkötő elektronpár (n) és aromás gyűrű π -elektronrendszere közötti gyenge kölcsönhatást, és van der Waals-erőket foglal magában (Tomul *et al.* 2020). A savas vagy lúgos anyagok alkalmazása a termikus kezelés során jelentősen javítja az adszorbens porozitását és fajlagos felületét, ezáltal hatékonyabbá téve azt a szennyvízkezelésben (Panwar 2024). A nyers biomasszából pirolízissel készült bioszén fajlagos felülete (SSA) akár két nagyságrenddel is megnőhet: például amíg a nyers rizshéj fajlagos felülete 1–2 m²/g, pirolízis után akár a 358 m²/g-t is elérheti. Amennyiben a bioszént aktiváljuk, az SSA > 1000 feletti értéket is felvehet, függően az aktiválószerrel (Enaime *et al.* 2020). A fajlagos felület és a porozitás növekedésével az eltávolítási hatékonyság is nő. Sun *et al.* (2013) azt találták, hogy az anaerob lebontással nyert növényi maradványból, pálmahéjból és eukaliptuszból előállított bioszén jelentős potenciált mutatott a kationos metilénkéék festék adszorpciójára, az eltávolítási hatékonyságuk rendre 99,5 %, 99,3 % és 86,1 % volt. A bioszén aktiválását elsősorban kémiai és termikus (fizikai) módszerekkel végzik a felület és a pórusszerkezet javítása érdekében. A kémiai aktiválás során a kiindulási biomasszát vagy a már előállított biochar aktiválószerekkel (pl. KOH, NaOH) kezelik, majd 400–900 °C közötti hőmérsékleten karbonizálják. A kálium-hidroxid hatékonyabb aktiválószer, mint a nátrium-hidroxid, mivel erősebb redukáló hatással és intenzívebb kémiai reakciókkal rendelkezik a szénmátrixban. A KOH aktiválás rendkívül nagy felületet (akár 3000 m²/g) és magas mikroporozitást eredményez. A termikus aktiválás (gőz vagy CO₂) során a bioszénen 700–1000 °C közötti hőmérsékleten, anaerob atmoszférában kezelik, amely a szén mátrixból szén-monoxidot és szén-dioxidot képez, így pórusokat létrehozva. A gőzaktiválás általában gyorsabb, míg a CO₂ aktiválás finomabb póruseloszlást eredményez. Az aktiválás jelentősen növeli a biochar adszorpciós kapacitását, különösen

szerves és szervetlen szennyezők eltávolítására, de a folyamat költségesebb és energiaigényesebb, mint a hagyományos pirolízis (Sakhiya *et al.* 2020).

3. Alkalmazott módszerek

3.1. Alkalmazott adszorbensek

Az anyagok kiválasztása egy, az intézetünk által elnyert Piaci KFI projekt (azonosító: 2020-1.1.2-PIACI-KFI-2021-00309) során valósult meg. A költséghatékony adszorbensek kutatása és fejlesztése során végzett laboratóriumi mérések eredményei alapján a legígéretesebb zöldhulladékoknak a faforgács (**FF**) és a bioszén (**BC**) bizonyult. A kutatás során választott adszorbens alapanyagok ipari melléktermékként keletkeznek. A faforgács relatív homogén szerkezetű, könnyen hozzáférhető ipari melléktermék, amely a faipari feldolgozás során keletkezik. Egyszerű fizikai előkészítéssel (pl. szárítás, darálás) adszorpciós célokra is alkalmas, így jól reprezentálja a természetes, költséghatékony és kis munkaigénnyel járó lignocellulóz-alapú adszorbenseket. A bioszén ezzel szemben egy pirolizált, nagy fajlagos felületű anyag, amely nagyobb adszorpciós kapacitást tesz lehetővé. A két anyag különböző feldolgozottsági szintje lehetőséget ad arra, hogy összehasonlítható legyen a nyers biomassza és a karbonizált forma adszorpciós viselkedése. A kiválasztott anyagok közös jellemzője, hogy helyben keletkező, nagy mennyiségben rendelkezésre álló melléktermékek, melyek alacsony költséggel, környezetbarát módon hasznosíthatók új, funkcionális anyagok előállítására. Ezáltal mindkettő hozzájárul a zöldhulladékok magasabb hozzáadott értékű újrahasznosításához, és illeszkedik a fenntartható, körforgásos alapanyag-felhasználás elveihez.

3.2. Alkalmazott adszorbensek eredete, előkészítése

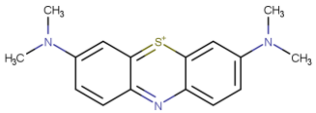
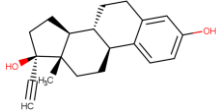
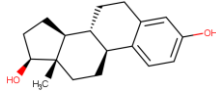
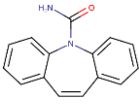
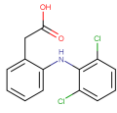
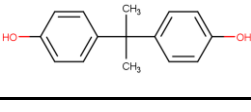
Az alkalmazott faforgács egy kisebb asztalosműhelyből származó, túlnyomó részt egy fafajból álló (≥ 90 wt % juhar, ≤ 10 wt % egyéb) zöldhulladék. A műhelyben zajló termelésből, faragásból származó faanyag egy zárt rendszeren áthaladva műanyag zsákokban kerül elhelyezésre, fafajok szerint szétválogatva. A műhelyben felhasznált faalapanyagok mindenféle kezeléstől mentes, természetes eredetű állapotukban kerülnek felhasználásra, így vegyszert, egyéb ipari környezetből származó szennyezőanyagot, adalékanyagot nem tartalmaznak. A faforgács adszorbenst 1,25–2 mm szemcseméretre állítottuk be egy Fritsch Pulverisette 15 vágómalom segítségével (Bhardwaj *et al.* 2025, Michalak *et al.* 2013). A kísérletek megkezdése előtt az adszorbenst kevertetési technikával mostuk (időtartam: 2 óra, ultratisztavizes közeg). Az oldható szerves anyagoktól mentes, beállított szemcseméretű adszorbenst 105 °C-on tömegállandóságig szárítottuk laboratóriumi szárítókemencében.

A kísérletekhez felhasznált bioszenet a projektpartnerünk, a Department of Chemistry and CESAM (Centre for Environmental and Marine Studies), University of Aveiro biztosította számunkra. A söripari melléktermékként keletkező elhasznált sörfőzdei gabonát a Brewery Faustino Microcervejeira, Lda (Aveiro, Portugália) üzemből gyűjtötték. A mintát először szobahőmérsékleten, majd 100 °C-on 24 órán át szárítószekrényben szárították. Az így előkészített, impregnálásra szánt anyagot nitrogénatmoszférában karbonizálták egy mikrohullámú kemencében (CEM Phoenix™ AirWave). A felfűtés sebessége 15 °C perc⁻¹ volt, a maximális hőmérsékletet 800 °C-on 20 percig tartották fenn. A keletkezett karbonizált anyagot kb. 1,2 M sósavoldattal (HCl) mosták, majd desztillált vízzel öblítették mindaddig, amíg az eluátum pH-ja semleges nem lett. A megtisztított bioszenet ezután 50 °C-on, egy éjszakán át szárították, majd aprították és szitálták. Kétféle bioszénnel dolgoztunk: a por alakú minta részecskemérete ≤ 0,18 mm, míg a szemcsés minta 0,5–1 mm tartományba esett (Sousa *et al.* 2024). Az egyéni tesztek követően a mintákat homogenizáltuk a dolgozat során végzett kísérletsorozathoz.

3.3. A vizsgált szerves mikroszennyezők

A kísérletek során hat, különböző szerkezeti és fiziko-kémiai tulajdonságú, környezeti szempontból releváns szerves mikroszennyezőt vizsgáltam: metilénkéket (MB), etinilösztradiolt (EE2), ösztradiolt (E2), karbamazepint (CBZ), diklofenákot (DFC), és a biszfenol A-t (BPA). A mikroszennyezőket ipari alkalmazás és fiziko-kémiai paraméterek alapján is elkülönítettem (**6. táblázat**). A molekulák kémiai és fizikai jellemzőit a MarvinSketch (ChemAxon) szoftverben számítottam ki pH = 7,00 értéken, ami egyezett a kísérletek beállított kémhatásával. A választott semleges pH értéken egyes vizsgált mikroszennyezők disszociált formában voltak jelen, ami lehetőséget biztosított a különböző töltésű molekulák adszorpciós viselkedésének összehasonlítására. Az analitikai tisztaságú (≥ 98 % HPLC/GC grade), minősített sztenderdként nyilvántartott vagy extra pure anyagokat a Sigma-Aldrich-től szereztük be.

6. táblázat: A metilénkék (MB), az etinilösztadiol (EE2), az ösztadiol (E2), a karbamazepin (CBZ), a diklofenák (DFC) és a biszfenol A (BPA) fiziko-kémiai tulajdonságai pH = 7,00 értéken (Forrás: MarvinSketch, Chemaxon; Szávai 2025)

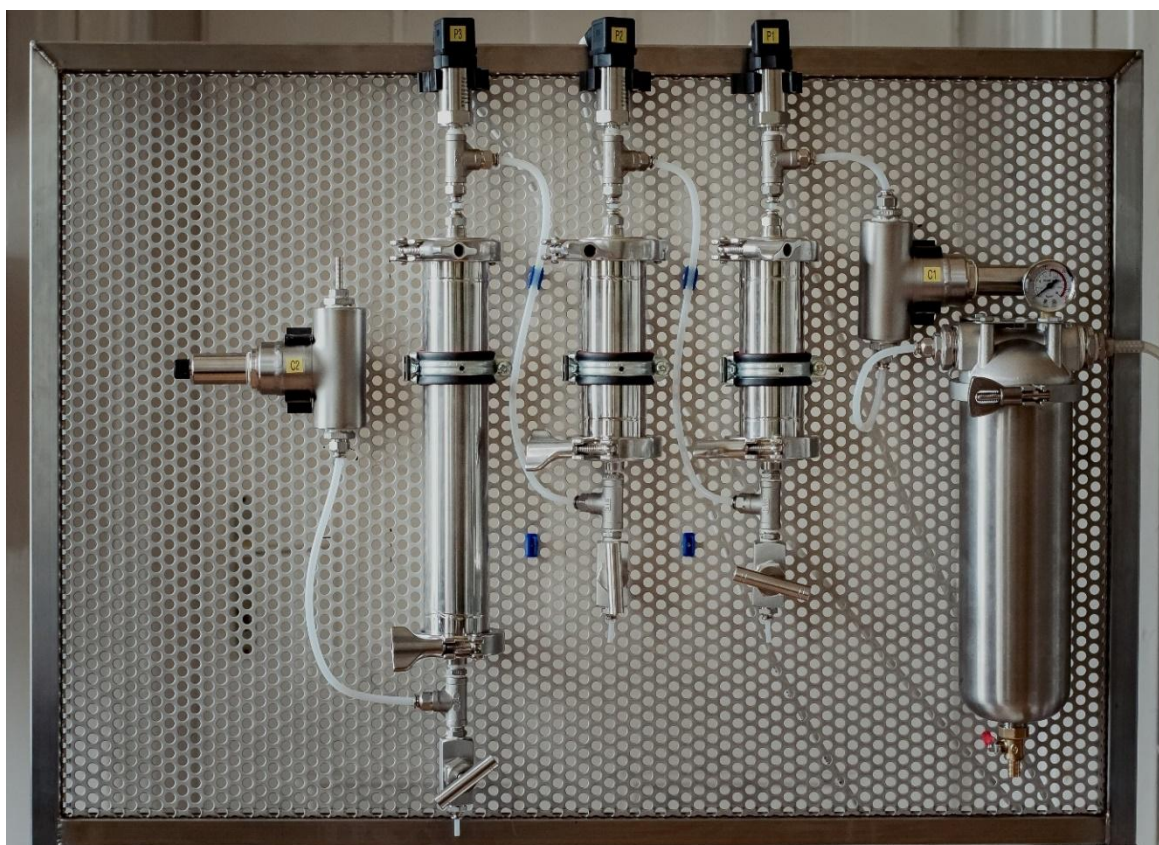
Szerves mikroszennyező	logD	α_0^a	α^-^b	α^+^c	nHBD ^d	nHBA ^e	nAlifás kötés	nAromás kötés	vdWSA ^f	
Metilénkék (MB)		2,61	0	0	100,00	0	3	6	16	427,23
Etinilösztadiol (EE2)		3,90	99,95	0,05	0	2	4	19	6	471,19
Ösztadiol (E2)		3,75	99,95	0,05	0	2	4	17	6	436,59
Karbamazepin (CBZ)		2,77	100	0	0	2	2	8	12	321,86
Diklofenák (DFC)		1,38	0,10	99,90	0	1	6	8	12	364,30
Biszfenol A (BPA)		4,04	99,83	0,17	0	2	4	6	12	359,72

^a Szerves mikroszennyező nem-disszociált formájának eloszlása az adott adszorbens pH értéken; ^b Szerves mikroszennyező negatív töltéssel rendelkező formájának eloszlása az adott adszorbens pH értéken; ^c Gyógyszerhatóanyag pozitív töltéssel rendelkező formájának eloszlása az adott adszorbens pH értéken;

^d Hidrogénkötésre alkalmas donortomok száma; ^e Hidrogénkötésre alkalmas akceptorok száma; ^f van der Waals felület

3.4. A fixed-bed rendszer bemutatása

A kísérleteket egy egyedi gyártású félüzemi méretű, modulárisan felépített pilot fixed-bed rendszeren (Modular Filter System, MFS) végeztem, amely lehetővé tette különböző adszorbensek összehasonlító vizsgálatát kontrollált áramlási feltételek mellett. A rendszer előnye, hogy egyes elemei – oszlopok, pumpák, csövek, szelepek és elektronika – könnyen cserélhetők, ezáltal rugalmasan illeszthetők a kísérleti célokhoz (7. ábra). A berendezés lehetőséget biztosít az olyan kulcsparaméterek, mint az átfolyási sebesség, az adszorbens-tömörítettség és a kontaktidő finomhangolására, ami a kísérletek reprodukálhatóságát és összehasonlíthatóságát is elősegíti. A rendszer megtervezése és megépítése a kutatócsoportunk által elnyert PoC (Proof of Concept) pályázat keretein belül, a HUN-REN CSFK közreműködésével vált lehetővé.



7. ábra: Az MFS moduláris felépítésű acélszerkezete (Forrás: Szávai 2025)

Az MFS rendszer alapját egy rozsdamentes acél váz képezi, amely lehetővé teszi a modulok stabil rögzítését. Az áramlás fenntartását egy WT600-2J típusú perisztaltikus szivattyú biztosítja, az ahhoz tartozó 6 görgős, YZ1515x típusú szivattyúfej segítségével a térfogatáram pontosan szabályozható. Az MFS rendszer be- és kimenő oldatának szállítását szilikoncsövek

végzik, amelyek rugalmas kivitelüknek köszönhetően könnyen csatlakoztathatók a pumpafejhez és az oszlopokhoz. A komponensek közötti kapcsolatot PTFE csövek biztosítják, amelyek ellenállnak a vizsgált oldatok és egyéb vegyszerek kémiai hatásainak. Azáltal, hogy a rendszer új víztisztító lépcsőként is üzemeltethető, a komolyabb szennyezéssel szembeni védelmet egy 40 µm pórusméretű saválló szűrővel szerelt rozsdamentes előszűrőház adja. A berendezés három, egymástól függetlenül üzemeltethető oszlop modul befogadására alkalmas, amelyek anyaga és belső térfogata a kísérleti igényeknek megfelelően változtatható. Az oszlopok mindkét végén 100 µm átmérőjű pucky szűrő, ill. teflon záróelemek találhatók, amelyek megakadályozzák az adszorbens kimosódását az oszloptérből. Az oszlopok alsó záróelemei mintavevő csapokkal vannak ellátva, amelyek lehetővé teszik a folyadékminták közvetlen levételét a kísérlet különböző időpontjaiban.

3.5. A fixed-bed szorpciós kísérletek

A **6. táblázat**ban bemutatott szerves mikroszennyezők megkötődését 12 kísérletben, szobahőmérsékleten (25 °C) vizsgáltuk. Az adszorbenseket három különböző arányú keverésben vizsgáltuk a metilénkék esetében, hogy az eltávolítási hatékonyságokból meghatározzuk a szükséges arányt a további vizsgálatokhoz. A vizsgált adszorbens arányok a következők voltak: **1)** FF (kezeletlen faforgács, kontroll), **2)** FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), **3)** FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén). Az eredmények alapján a további kísérleteket az **1)** és **3)** aránnyal, majd egy megnövelt, faforgács + 63 m/m % bioszén-aránnyal (FF+BC63) végeztük. Az FF+BC63 aránnyal két többkomponensű rendszert vizsgáltunk: **1)** BPA+CBZ+EE2, és **2)** DFC+E2. A szennyezőpárokat a táblázatokban sárga és zöld színnel jelöltem. A többkomponensű rendszerekben végzett kísérletek célja a valós környezeti viszonyok jobb szemléltetése volt. A kiindulási összkoncentrációt az egykomponensű rendszereknél alkalmazott 1 mg/l-es koncentrációhoz állítottuk be.

Az előkezelt adszorbenseket egy 250 cm³ térfogatú, rozsdamentes acél oszlopba mértük be. A különböző keverési arányokhoz és az adszorbens tömörödéséhez igazodva az adszorbens bemért tömege 20–43 g között változott. A kísérletenként 15 L térfogatú szerves mikroszennyezőt tartalmazó munkaoldat kezdeti koncentrációját (C_0) metilénkék esetében 4 mg/l-ben, míg a gyógyszerhatóanyagokra és egyéb ipari szennyezőkre mg/l-ben határoztuk meg. A többkomponensű rendszerek esetében a csökkentett kiindulási koncentrációt 500 µl/L-re állítottuk be. A kísérletek átlagos időtartama 5–6 óra volt. A metilénkék festékekkel végzett kísérletek során, a vizsgálandó oldatot sötét hordóban, lefedve tároltuk, hogy megelőzzük a

fotokémiai bomlást. A félüzemi körülményekre való tekintettel az oldatokat közműhálózatról vett csapvízzel készítettük. Az egyes kísérletek során az áramlási sebesség 50–75 ml/perc tartományban fluktuált. Az azonos pumpa-fordulatszám (RPM) mellett mért pontos érték a szennyezőanyag típusától és az adszorbensarányoktól függött. Az áramlási sebességet és a rendszer stabilitását, integritását a kísérletek teljes időtartama alatt monitoroztuk. A főbb kísérleti paramétereket a **7. táblázat** foglalja össze.

7. táblázat: A fixed-bed adszorpciós kísérletek főbb kísérleti paraméterei az adszorbentípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

Adszorbens típusa ¹	Vizsgált szerves mikroszennyező ²	Kísérlet időtartama (perc)	Adszorbens tömege (g)	Átfolyási sebesség (ml/perc)
FF	MB	278	34,47	53
FF + BC10	MB	253	27,25	59
FF + BC33	MB	285	42,98	53,5
FF	CBZ	240	26,56	73
FF + BC33	CBZ	240	28,2	60,5
FF + BC63	CBZ ^a	255	37,63	58
FF	DFC	120	19,1	55
FF + BC33	DFC	270	30	54,5
FF + BC63	DFC ^b	270	37,63	58
FF + BC63	E2 ^b	270	37,63	58
FF + BC63	EE2 ^a	255	37,63	58
FF + BC63	BPA ^a	255	37,63	58

¹Adszorbentípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

²Vizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék); ^a sárga színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: CBZ (karbamazepin), EE2 (etnilösztadiol), BPA (biszfenol A); ^b zöld színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: DFC (diklofenák), E2 (ösztadiol)

A meghatározott időpontokban (C_t) végzett mintavételek során a mintákat 15 ml-es centrifugacsövekbe gyűjtöttük. A mintavételt a kísérlet kezdeti szakaszában sűrűbb időközönként végeztük, hogy hatékonyan meg tudjuk határozni az áttörési pontot és ezáltal meg tudjuk becsülni a telítési görbe felfutását. A szorpciót követően a minták analitikai mérését

kétféle műszerrel végeztük, a szűrést megkövetelő műszeres mérésekhez a mintákat 0,45 µm pórusméretű Chromafil® GF/PET-45/25 üvegszűrőn szűrtük át.

A metilénkék minták analitikai mérését a festék fotokémiai tulajdonságaira alapozva UV-Vis spektroszkópiával végeztük. A méréseket Shimadzu UV-2600i spektrofotométeren hajtottuk végre. A metilénkék festék elnyelési maximumát 663 nm-en azonosítottuk egy 15 mg/l-es próbaoldat segítségével, így a további mérésekben is ezt a hullámhosszt vizsgáltuk. A mérésekhez egy öt pontos kalibrációt készítettünk az alábbi koncentrációkkal: 2, 4, 6, 8, 10 mg/l. A kapott korrelációs együttható ($R^2 \geq 0,99$) értéke révén a kalibrációs görbe megfelel a linearitás elfogadhatósági követelményeinek, így a használt standard oldaton végzett vizsgálati eredmények arányosak a mintában lévő anyag koncentrációjával. A fotometriás mérésekhez Hellma 100-QX 10 mm vastagságú kvarcküvetét használtunk. A gyógyszerhatóanyagok koncentrációját diódasoros (PDA) és fluoreszcens detektorral (FLD) kapcsolt Shimadzu Nexera X2 LC30 UHPLC-vel határoztuk meg. Az elválasztást egy 2,6 µm részecskeméretű Kinetex C18 kromatográfiás oszlopon végeztük.

3.6. Fixed-bed adszorpciós eredmények számítása

Egy folyamatos rendszerben az áttörési görbe a kifolyó (mintázott) és a befolyó (kiindulási) koncentrációk arányának (C_i/C_0) idő t vagy átáramlott térfogat függvényében való ábrázolását jelenti. Az áttörés időpontja, azaz mikor a szennyező elsőként megjelenik a mintasorban, akkor következik be, amikor $C/C_0 = 0,05$, tehát elértük a kiindulási koncentrációnk 5 %-át (Ahmed & Hameed 2018).

Az időfüggő fajlagos adszorpciós kapacitás (q_t , mg/g) meghatározása az áttörési görbe koncentrációkülönbségének időbeli integrálásával lehetséges, ahol q_t bármely t időpontban a következő összefüggéssel számítható. Az integrál közelítéséhez a trapézsabályt alkalmaztam (Bauer *et al.* 2025):

$$(1) \quad q_t = \frac{Q}{m} \sum_{i=1}^{n-1} \frac{(t_{i+1} - t_i)}{2} [(C_0 - C_{t,i}) + (C_0 - C_{t,i+1})]$$

ahol:

t = adott időpillanat (perc)

Q = térfogatáram (ml/perc)

C_0 = kiindulási koncentráció (mg/l)

C_t = kimeneti koncentráció adott időpontban (mg/l)

Adott térfogatáram és bemenő koncentráció mellett az oszlop maximális adszorpciós kapacitása (q_{total} , mg) trapézszabállyal az alábbiak szerint számolható (Bauer *et al.* 2025):

$$(2) \quad q_{total} = Q \sum_{i=1}^{n-1} \frac{\Delta t_i}{2} [(C_0 - C_{t,i}) + (C_0 - C_{t+1})]$$

ahol:

t = adott időpillanat (perc)

Q = térfogatáram (ml/perc)

C_0 = kiindulási koncentráció (mg/l)

C_t = kimeneti koncentráció adott időpontban (mg/l)

A kifolyó térfogatát (V_{eff} , ml) a következő egyenlet alapján lehet kiszámítani (Abin-Bazaine *et al.* 2024):

$$(3) \quad V_{eff} = Q \cdot t_{total}$$

ahol:

Q = térfogatáram (ml/perc)

t_{total} = a teljes átfolyási idő (perc)

A teljes szennyezőanyagmennyiség, amely bejut az oszlopba (m_{total} , mg), az alábbi összefüggéssel számítható (Rafati *et al.* 2019):

$$(4) \quad m_{total} = \frac{C_0 \cdot V_{eff}}{1000}$$

ahol:

C_0 = kiindulási koncentráció (mg/l)

V_{eff} = kifolyó térfogata (ml)

Az adott szerves mikroszennyező teljes eltávolítási hatásfoka (R , %) a következőképpen számolható (Rafati *et al.* 2019):

$$(5) \quad R = \frac{q_{total}}{m_{total}} \times 100$$

ahol:

q_{total} = az adszorbeált szennyező mennyisége (mg)

m_{total} = a rendszerbe jutott teljes mennyiség (mg)

A teljes eltávolítási hatékonyságtól megkülönböztetjük az időfüggő eltávolítási hatékonyságot (R_t , %), amely a befolyó és kifolyó oldat koncentrációjának különbségéből számított relatív érték. A szennyezőanyag-eltávolítás dinamikáját jellemzi az idő függvényében, a kísérlet kezdetén az R_t közel 100 %, majd az áttörést követően az érték csökken, a rendszer telítődését jelezve (Hui *et al.* 2018):

$$(6) \quad R_t = \frac{C_0 - C_t}{C_0} \times 100$$

ahol:

C_0 = kiindulási koncentráció (mg/l)

C_t = kimeneti koncentráció adott időpontban (mg/l)

3.7. Fixed-bed adszorpciós eredmények kinetikai modellezése

Az áttörési görbék modellezése lehetővé teszi a fixed-bed oszlop teljesítményének előrejelzését, továbbá a kinetikai állandók és a megkötési kapacitások meghatározását is (de Franco *et al.* 2017). Dolgozatom során hét különböző fixed-bed adszorpciós modell illeszkedését futtattuk le: Thomas, Adams-Bohart, BDST, Yoon-Nelson, Clark, Wolborska és MDR. A lineáris és nemlineáris modellillesztéseket R szoftverkörnyezetben, az R szoftver 4.5.1-es verziójában végeztük el. A kapott modellparaméterek és teljesítménymutatók alapján az alábbi modelleket értékeltük ki:

1) Thomas-modell, amely a Langmuir-féle adszorpciós izotermából és a másodrendű kinetikából indul ki, az alábbi összefüggéssel írható le (Abin-Bazaine *et al.* 2024):

$$(7) \quad \ln \left(\frac{C_0}{C_t} - 1 \right) = k_{TH} q_0 \frac{m}{Q} - k_{TH} C_0 t$$

ahol:

C_0 = bemeneti koncentráció (mg/l)

C_t = kimeneti koncentráció időpontban (mg/l)

k_{TH} = Thomas sebességi állandó (ml/mg*perc)

q_0 = maximális adszorpciós kapacitás (mg/g)

m = adszorbens tömege (g)

Q = térfogatáram (ml/perc)

t = idő (perc)

2) A Thomas-modell nemlinearizált formája a következő alakban írható fel (Ahmed & Hameed 2018):

$$(8) \quad \frac{C}{C_0} = \frac{1}{1 + \exp(k_T q_0 \frac{M}{Q} - k_T C_0 t)}$$

ahol

C_0 = bemeneti koncentráció (mg/l)

C_t = kimeneti koncentráció időpontban (mg/l)

k_{TH} = Thomas sebességi állandó (ml/mg*perc)

q_0 = maximális adszorpciós kapacitás (mg/g)

m = adszorbens tömege (g)

Q = térfogatáram (ml/perc)

t = idő (perc)

3) Modified Dose-Response (MDR) modell, amely egy empirikus leírás az áttörési görbék szigmoid alakjának modellezésére. Jól használható különböző áramlási sebességek és koncentrációk mellett, mivel képes rugalmasan illeszkedni a kísérleti adatokhoz, ahol más modellek (pl. Thomas vagy Yoon-Nelson) kevésbé pontosak (Patel 2022).

$$(9) \quad \ln\left(\frac{C_t}{C_0 - C_t}\right) = a \ln(C_0 Q t) - a \ln(q_{mdr})$$

ahol:

C_0 = bemeneti koncentráció (mg/l)

C_t = kimeneti koncentráció adott időpontban (mg/l)

Q = térfogatáram (ml/perc)

t = idő (perc)

a = a görbe meredekségét meghatározó empirikus konstans (dimenziótlan)

q_{mdr} = maximális adszorpciós kapacitás (mg/g)

3.8. Hibaanalízis

A modellek prediktív teljesítményének értékeléséhez különböző statisztikai mutatókat alkalmaznak annak vizsgálatára, hogy a modell által jósolt értékek mennyire egyeznek meg a tényleges kísérleti adatokkal. Az értékelési mutatók célja a modell pontosságának és megfelelőségének számszerű mérése. A modell kiválasztása során alapvető fontosságú annak vizsgálata, hogy a modell használható-e előrejelzésre és megfelelően leírja-e az adatok viselkedését. A modell pontossága és megbízhatósága annál nagyobb, minél közelebb van az R^2 értéke az 1-hez, és minél kisebbek a hibaértékek. A modellek teljesítményét négy statisztikai mutatóval értékeltük (Halalsheh *et al.* 2022):

1) Root Mean Square Error (RMSE) – négyzetes középérték-hiba:

$$(10) \quad \text{RMSE} = \sqrt{\frac{1}{m} \sum_{i=1}^m (Y_i - \hat{Y}_i)^2}$$

2) Mean Absolute Error (MAE) – átlagos abszolút hiba:

$$(11) \quad \text{MAE} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m |Y_i - \hat{Y}_i|$$

3) Mean Absolute Percentage Error (MAPE) – átlagos abszolút százalékos hiba:

$$(12) \quad \text{MAPE} = \frac{1}{m} \sum_{i=1}^m \left| \frac{Y_i - \hat{Y}_i}{Y_i} \right| \times 100$$

4) R^2 – determinációs együttható:

$$(13) \quad R^2 = 1 - \frac{\sum_{i=1}^m (Y_i - \hat{Y}_i)^2}{\sum_{i=1}^m (Y_i - \bar{Y})^2}$$

ahol:

Y_i = mért (megfigyelt) érték

\hat{Y}_i = a modell által előrejelzett érték

\bar{Y} = a megfigyelt értékek átlaga

m = az adathalmazban szereplő megfigyelések száma

3.9. A fixed-bed kísérletek módszertani korlátai

A pilot rendszerben végzett kísérletek megvalósítása során több olyan tényező is felmerült, amelyek a vizsgálatok értelmezését, értékelését és reprodukálhatóságát bizonyos mértékben korlátozták. Ezek a korlátok elsősorban a laboratóriumi léptékből való kilépésből adódtak, hiszen az alkalmazott berendezés (MFS) műszaki jellemzői nagyban eltérnek a korábbi, lab-scale fixed-bed rendszerünktől. Bár a kísérletek a körülményekhez képest jól reprezentálták a vizsgált adszorpciós folyamatokat, a rendszer mérete és kialakítása miatt egyes hatások csak részben voltak feltárhatók. Az új pilot rendszer stabil működtetésének körülményéhez (átfolyási sebesség megfelelő beállítása, tömörödés és csatornázódás kiküszöbölése, megfelelő adszorbensmennyiség stb.) számos kísérlet elvégzése volt szükséges, amelyre korlátozott idő állt rendelkezésünkre. A kezdeti kísérletekhez a körülményekre való tekintettel egy költséghatékony és könnyen mérhető szerves mikroszennyezőt, az MB-t alkalmaztuk. A kísérletek során tapasztalt különböző átfolyási sebességeket azonos RPM mellett kaptuk, a rendszer nagy kapacitása miatt a legalacsonyabb beállításon is nagy mennyiségű (15 L) oldatra volt szükségünk. Az oszlopban alkalmazott adszorbensmennyiségek adszorpciós dinamikáját és folyadékáramra kifejtett hatását a bioszén 10 és 33 tömegszázalékos addíciójával tártuk fel. A próbakísérleti jelleggel elvégzett vizsgálatok azonban a körülmények ellenére is értékelhető eredményeket szolgáltattak a gyógyszerhatóanyagokkal és BPA-val elvégzett további vizsgálatokhoz.

4. Eredmények és értékelésük

4.1. Empirikus eredmények értékelése

Az adszorbensek adszorpciós teljesítményének értékelését a mért áttörési görbék alapján számított áttörési idővel (t_b), telítési idővel (t_{sat}), az adott időpillanatban számított eltávolítási hatásfokkal (R_t) és az ahhoz tartozó fajlagos adszorpciós kapacitással (q_t), valamint a teljes eltávolítási hatásfokkal (R) és a teljes adszorpciós kapacitással (q_{total}) végeztem. Az empirikus paraméterek a következő fejezetben bemutatott kinetikai modellparaméterek alapját képezik.

4.1.1. Az áttörési görbék elemzése

A kísérletsorozat céljaiként neveztük meg, hogy késleltessük az áttörési időt, azaz az adszorbens minél hosszabb ideig tudja visszatartani a szerves mikroszennyezőket, továbbá, hogy minél nagyobb maximális adszorpciós kapacitást érjünk el. Az áttörési és telítési időkben eltérések mutatkoztak. Az adszorpciós hatékonyságnövekedés mértékének meghatározásához a töltet bioszén tartalmát 10 (FF+BC10) és 33%-os (FF+BC33) tömegarányban vizsgáltuk a metilénkék (MB) esetében. Az áttörési idő (t_b) az adszorbenskeverékek között rendkívül változatos mintázatot mutatott. Az áttörési idő az FF adszorbenstől az FF+BC10 adszorbensig csökkent, és ennél a keveréknél érte el a legkisebb értéket. A legmagasabb áttörési időt a legnagyobb bioszén-tömegarányal rendelkező, FF+BC33 keveréknél mértük, ami az előző két adszorbenstípushoz képest számottevő növekedés (FF = 13 perc > FF+BC10 = 4 perc < FF+BC33 = 120 perc). A legmeredekebb áttörési görbe az FF+BC10 adszorbenskeveréknél volt, amit a mért legalacsonyabb áttörési idő is igazol. Az FF+BC33 adszorbenskeveréknél a görbe felfutása kitolódott, itt figyeltük meg a legkisebb meredekséget. A telítést egyik adszorbenstípus esetében sem értük el (**8. táblázat**).

8. táblázat: A kísérletek során kapott áttörési- (t_b), telítési idők (t_{sat}) és a kísérleti paraméterek az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

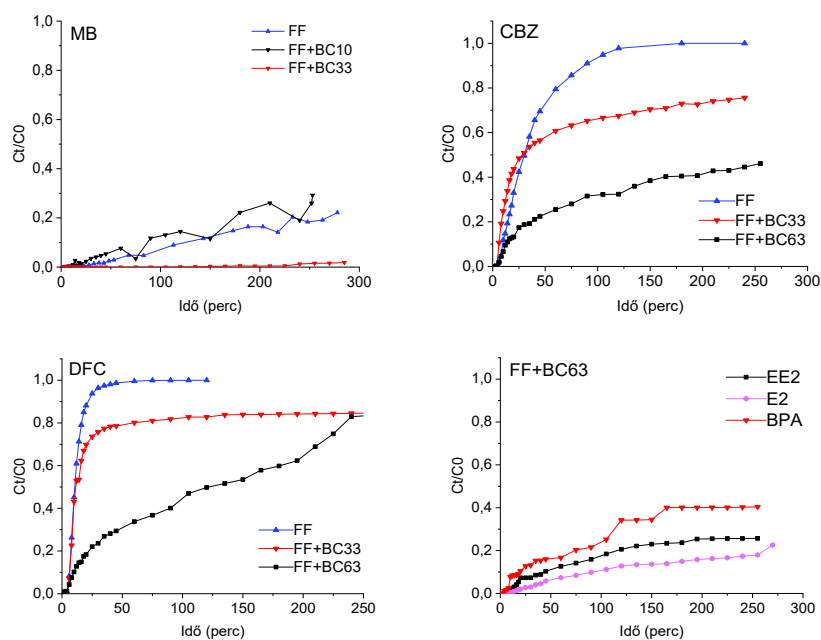
Adszorbens típusa ¹	Vizsgált szerves mikroszennyező ²	t_b (perc)	t_{sat} (perc)	Kísérlet időtartama (perc)	Adszorbens tömege (g)	Átfolyási sebesség (ml/perc)	Visszamért kiindulási koncentráció (mg/l)
FF	MB	15	–	278	34,47	53	3,904
FF + BC10	MB	4	–	253	27,25	59	4,038
FF + BC33	MB	120	–	285	42,98	53,5	4,161
FF	CBZ	4	180	180	26,56	73	0,993
FF + BC33	CBZ	6	–	240	28,2	60,5	1,199
FF + BC63	CBZ ^a	6	–	255	37,63	58	0,596
FF	DFC	6	120	120	19,1	55	0,982
FF + BC33	DFC	6	–	270	30	54,5	0,934
FF + BC63	DFC ^b	6	–	270	37,63	58	0,259
FF + BC63	E2 ^b	10	–	270	37,63	58	0,374
FF + BC63	EE2 ^a	8	–	255	37,63	58	0,267
FF + BC63	BPA ^a	4	–	255	37,63	58	0,373

¹Adszorbenstípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

²Vizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék); ^a sárga színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: CBZ (karbamazepin), EE2 (etinilösztradiol), BPA (biszfenol A); ^b zöld színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: DFC (diklofenák), E2 (ösztradiol)

Az MB esetében a megfelelő hatékonyság (lapos áttörési görbe) eléréséhez 33 tömegszázalék bioszéntartalom is elegendőnek bizonyult, amely feltehetően az anyag sajátos fiziko-kémiai tulajdonságaival is magyarázható. Az elektrosztatikus kölcsönhatás, a hidrofób kölcsönhatások, a π - π kölcsönhatások és a hidrogénkötések a főbb adszorpciós mechanizmusok a lignocellulóz alapú bioszorbensek és a szerves mikroszennyezők között. A legelőnyösebb azonban az, ha eltérő töltéssel rendelkezik az adszorbens és a mikroszennyező felülete, mert az elsődleges kötőerő az elektrosztatikus kölcsönhatás (Adewuyi 2020). Az MB nettó töltése pozitív, ezért elektrosztatikus kölcsönhatás jöhet létre közte és az adszorbens negatív töltésű funkciócsoportjai között. Ezenfelül, az adszorbens és az MB között kationcsere-folyamatok, valamint hidrogénkötések kialakulása is lehetséges (Kumari *et al.* 2025). A bioszén esetében a -COOH, -OH és -NH-CO- funkciócsoportok meghatározó szerepet töltenek be, mivel az MB molekulájának amino-csoportjaival elektrosztatikus vonzást, hidrogénkötéseket, π - π

kölcsönhatásokat és van der Waals-erőket alakíthatnak ki (Zhou *et al.* 2023). Az FF+BC10 adszorbenskeverék esetében az átfolyási sebesség magasabb volt a másik két adszorbentstípus vizsgálata során alkalmazottal, aminek hatására gyorsult az adszorpciós folyamat, csökkent az áttörési idő és hamarabb átfolyt a rendelkezésre álló oldatmennyiség (Kumkum & Kumar 2020). A magasabb, 33%-os bioszén tömegarányal az adszorpciós sebesség és az áttörési idő csökkenése több okra vezethető vissza. Egyfelől, a növekvő bioszén-tömegarány csökkenti a hidraulikus vezetőképességet (K), ami az oldat átfolyási képességének csökkenését eredményezi, mivel a kisebb szemcseméret fokozza az áramlási ellenállást (Liu *et al.* 2016). Másfelől, a bioszén felszínén található mikro- és mezopórusokba a mikroszennyezők elsősorban a részecskén belüli diffúzióval juthatnak be, csökkentve ezzel az adszorpció sebességét (de Franco *et al.* 2017). Így a kis mennyiségű bioszén nem feltétlenül ad gyorsan telítendő és elegendő adszorpciós kapacitást, azonban már elzárhatja az áramlási útvonalakat. Ezzel szemben a gyógyszerhatóanyagok és a többkomponensű rendszerek esetében várhatóan nagyobb bioszén-arány szükséges az optimális megkötéshez, az eltérő adszorpciós mechanizmusok miatt (8. ábra).



8. ábra: Az MB (metilénkék), a CBZ (karbamazepin), a DFC (diklofenák), az EE2 (etinilösztadiol), az E2 (ösztadiol) és a BPA (biszfenol A) áttörési görbéinek felfutása az FF (faforgács), az FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek függvényében (Forrás: Szávai 2025)

A karbamazepin (CBZ) vizsgálatok a legkisebb áttörési időt (t_b) az FF adszorbensnél mértük, ugyanakkor az FF+BC33 és FF+BC63 adszorbensekkel sem volt számottevő a növekedés (FF

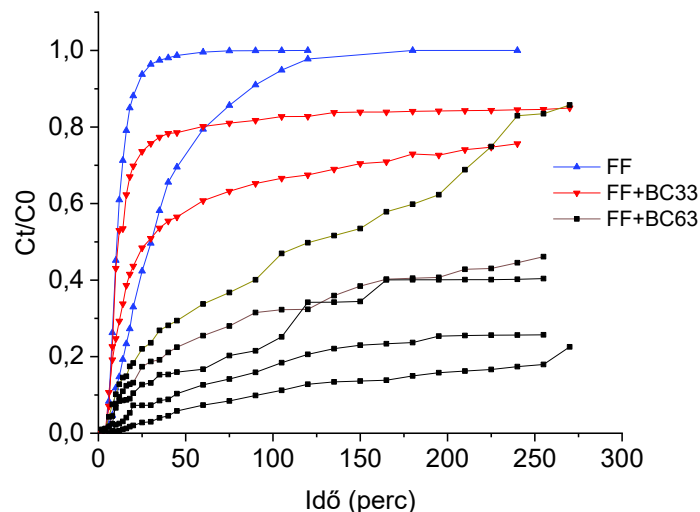
= 4 perc < FF+BC33 = 6 perc = FF+BC63 = 6 perc). A CBZ FF adszorbenssel végzett áttörési görbéjének meredeksége volt a legnagyobb, és ebben az egy esetben értük el a telítést (FF t_{sat} = 180 perc). A CBZ, semleges molekula révén, bioszén hozzáadása nélkül gyengén kötődik a lignocellulózhoz. Az FF+BC33 adszorbenskeverék esetében a görbe laposabb lefutásúvá vált, a legkisebb meredekségű görbét azonban az FF+BC63 esetében figyeltük meg: a bioszén tömegarányának növelésével a görbe meredeksége nagymértékű csökkenést mutatott. A bioszénen (FF+BC33 és FF+BC63) a póruskitöltés, a hidrofób- és a π - π kölcsönhatások az elsődleges adszorpciós mechanizmusok a CBZ esetében, amik elsődlegesen a magas hőmérsékleten pirolizált bioszén esetében hatékonyak (Décima *et al.* 2021). Telítést ezekben az esetekben nem értünk el a kísérlet ideje alatt. A diklofenáknál (DFC) mindhárom adszorbentstípus esetében ugyanakkora áttörési időt kaptunk (FF = FF+BC33 = FF+BC63 = 6 perc). Telítést csak az FF adszorbensnél sikerült megfigyelnünk, a telítési idő azonban alacsonyabb volt, mint a CBZ esetében (FF t_{sat} = 120 perc). A görbék felfutása a CBZ-nél tapasztaltakhoz volt hasonló: az FF adszorbensnél volt a legmeredekebb, majd az FF+BC33 és FF+BC63 keverékek esetében csökkent a meredekség (**8. ábra**). A DFC esetében tapasztalt meredek áttörési görbe, és a gyorsan végbemenő adszorpció a gyógyszerhatóanyag és az FF adszorbens kölcsönösen negatív felületi töltése okán létrejövő elektrosztatikus taszítás következménye. Ezzel szemben a bioszénen a DFC főként π - π kölcsönhatással, hidrogénkötéssel és póruskitöltési mechanizmussal kötődik meg. A magas pirolizishőmérséklettel járó karbonizáció ebben az esetben is meghatározó, a DFC esetében a bioszén megkötődése a magas fajlagos felülettől és a nagy porozitástól függött (Czech *et al.* 2021, Correa-Navarro *et al.* 2022). A bioszén tömegarányának növelésével javuló megkötődés a hidrofób- és diffúziós kölcsönhatásoknak is köszönhető (Lonappan *et al.* 2018).

A CBZ és DFC gyógyszerhatóanyagokkal végzett kísérletek esetében a tapasztalt áttörési görbe-változások bioszén-tömegarány vezéreltek voltak. Ahmed & Hameed (2018) munkája alapján a kiindulási koncentráció, az átfolyási sebesség és az oszlop magassága meghatározó tényező az adszorpciós kapacitás és ezáltal az áttörés szempontjából. Az FF+BC63 adszorbenskeverékkel vizsgált mikroszenyvezők esetében a csökkentett koncentrációk a többkomponensű vizsgálat miatt összeadódtak, illetve az átfolyási sebességek esetében sem megfigyelhető nagy változatosság, így a görbe ellaposodása a bioszén-tömegarányának növeléséhez köthető. A dolgozatom esetében vizsgált bioszén-tömegarány növelése az oszlopmagasság növekedésének egyszerűsítéseként is értelmezhető, hiszen nő az adszorbens tömege. Fontos azonban, hogy az oszlop magassága esetén számos egyéb tényezőt figyelembe

kell venni (oszlop átmérője, csatornázódás jelensége, tömörödés stb.), ezáltal ez a hatás csupán a jelenség becslésére alkalmas. A nagyobb oszlopmagasság, ezáltal a nagyobb adszorbenstömeggel növekvő adszorpciós kapacitást, későbbi áttörést és laposabb áttörési görbét eredményez (Ahmed & Hameed 2018).

Az etinilösztradiol (EE2), az ösztradiol (E2) és a biszfenol A (BPA) esetében kizárólag az FF+BC63 adszorbenskeverékre vonatkozó eredmények állnak rendelkezésünkre, mivel ezeket a vegyületeket csak a többkomponensű rendszerek esetében vizsgáltuk. Az áttörési idő az E2 esetében volt a legnagyobb, ami jóval meghaladta az EE2 és a BPA értékeit (E2 = 10 perc > EE2 = 8 perc > BPA = 4 perc). Mindhárom szerves mikroszennyező esetében a DFC-hez, a CBZ-hez és az MB-hez hasonlóan alacsony meredekségű görbét figyeltünk meg az FF+BC63 keveréknél. Az E2, EE2 és BPA vegyületek mind aromás, semleges, főként hidrofób jellegű molekulák, amelyek hasonló mechanizmusokkal kötődhetnek a bioszénhez, mint a CBZ. Ezáltal minden vizsgált szerves mikroszennyező esetében egyértelmű javulás tapasztalható az adszorpciós kapacitás és ezáltal az áttörési görbe felfutása szempontjából, azonban a legjobb megkötődés az MB-nél jelentkezett, kationos jellegéből adódóan.

A semleges és negatív töltéssel rendelkező szerves mikroszennyezők áttörési görbéi az adszorbenskeverékek mentén vizuálisan jól elkülönültek (9. ábra).



9. ábra: A vizsgált szerves mikroszennyezők áttörési görbéinek összehasonlítása az FF (faforgács), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) szerinti csoportosításban (Forrás: Szávai 2025)

Összességében az FF adszorbens esetén a legnagyobb az áttörési görbe meredeksége, ami a bioszén hozzáadásával arányosan csökken. Az MB esetében már az FF adszorbens használatával is elnyújtottabb áttörési görbét látunk, ami a semleges és negatív töltéssel rendelkező szerves szennyezők esetében csak nagyobb bioszén-arány mellett volt észlelhető. Az áttörési idő növekedése elsősorban az MB esetében volt számottevő, míg telítést csak az FF adszorbens esetében, a CBZ és DFC gyógyszerhatóanyagok mellett figyeltünk meg.

4.1.2. Az eltávolítási hatékonyság időbeli változása (R_t) a fajlagos maximális kapacitás (q_t) függvényében

A teljes anyagmérleg értelmezéséhez az eltávolítási hatékonyság időfüggését (R_t) a t -időpontban mért fajlagos adszorpciós kapacitással (q_t) együtt ábrázoltam. Míg az R_t leírja az oszlop telítődését (az áttörést), a q_t érték időbeli alakulása megmutatja a fajlagos megkötött anyag mennyiségét és a megkötődés sebességét (Hui *et al.* 2018). A két paraméter időfüggő jellege miatt a folyamatdinamika értékelését időtengely mentén végeztük, amely közvetlenül szemlélteti az oszlop hatékonyságának és kapacitásának időbeli változását. Minél kisebb mértékben csökken az R_t értéke és minél kisebb minimumot ér el a kísérlet végére, annál hatékonyabb az adszorbens. Minél magasabb a q_t maximuma, annál több szerves mikroszennyezőt távolított el az adszorbens egységnyi tömegre vonatkoztatva (**9. táblázat**). A két érték időtengelyen vizsgált görbéje egymással arányosan és ellentétesen fut le.

9. táblázat: Az idő szerint vizsgált eltávolítási hatékonyság (R_t) minimumai, és a fajlagos maximális adszorpció kapacitás (q_t) maximumai az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

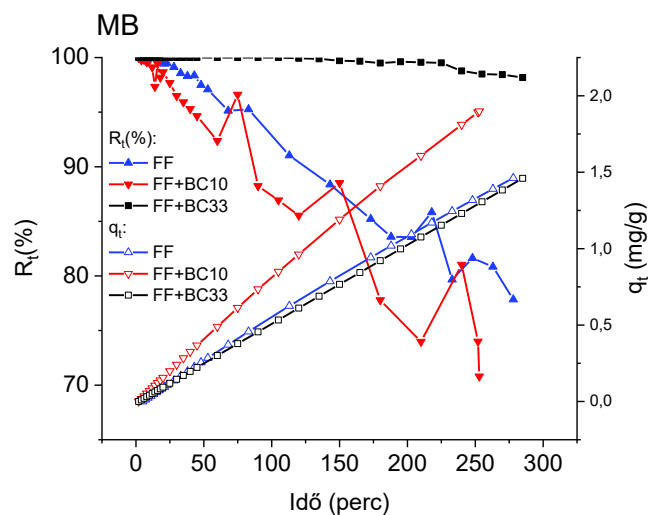
Adszorbens típusa ¹	Vizsgált szerves mikroszennyező ²	R_t minimum (%)	q_t maximum (µg/g)	Kísérlet időtartama (perc)	Adszorbens tömege (g)	Átfolyási sebesség (ml/perc)	Visszamért kiindulási koncentráció (mg/l)
FF	MB	77,84	1462,87	278	34,47	53	3,904
FF + BC10	MB	70,80	1898,70	253	27,25	59	4,038
FF + BC33	MB	98,17	1459,53	285	42,98	53,5	4,161
FF	CBZ	0	102,974	180	26,56	73	0,993
FF + BC33	CBZ	24,36	222,703	240	28,2	60,5	1,199
FF + BC63	CBZ ^a	53,86	156,695	255	37,63	58	0,596
FF	DFC	0	30,595	120	19,1	55	0,982
FF + BC33	DFC	15,03	93,423	270	30	54,5	0,934
FF + BC63	DFC ^b	14,26	52,337	270	37,63	58	0,259
FF + BC63	E2 ^b	77,45	136,221	270	37,63	58	0,374
FF + BC63	EE2 ^a	74,62	84,990	255	37,63	58	0,267
FF + BC63	BPA ^a	59,90	103,636	255	37,63	58	0,373

¹Adszorbenstípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

²Vizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék); ^a sárga színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: CBZ (karbamazepin), EE2 (etinilösztadiol), BPA (biszfenol A); ^b zöld színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: DFC (diklofenák), E2 (ösztadiol)

Az FF adszorbenssel az R_t meredeken csökkent, ugyanakkor 120 perc elteltével esett csak 90 % alá, ami hosszú ideig tartó hatékony megkötést jelez. A kísérlet végére kevésbé csökkent le azonban, mint az FF+BC10 adszorbenskeverék esetében ($FF = 77,84 \% > FF+BC10 = 70,80 \%$). Az ennél a bioszénarányánál tapasztalt eltávolítási hatékonyság meredekebb csökkenése az adszorpció sebességének gyorsulására vezethető vissza, amit a q_t értékkel együtt értékelhetünk (Hui *et al.* 2018). A legmagasabb R_t értéket azonban az FF+BC63 keverék esetében mértük, ami számottevően meghaladta az előző két értéket ($FF+BC63 = 98,17 \%$). A legelnyújtottabb görbét ennél az adszorbenskeveréknél figyeltük meg, ugyanis a bioszén tömegarányának növekedésével stabil és nagy volt az eltávolítási hatékonyság a kísérlet egésze alatt. A nagyobb bioszén-tömegarányú adszorbenskeverék több kötőhelyet biztosít mikro- és mezopórusai által a szerves mikroszennyezők számára, ezáltal növelve az eltávolítás hatékonyságát (Zhao *et al.* 2023, Viswanthan *et al.* 2020). A q_t értéke az FF adszorbens és az FF+BC10 keverék között növekedett, itt vette fel a legnagyobb értéket ($FF = 1462,87 \text{ mg/g} < FF+BC10 = 1898,70 \text{ mg/g}$).

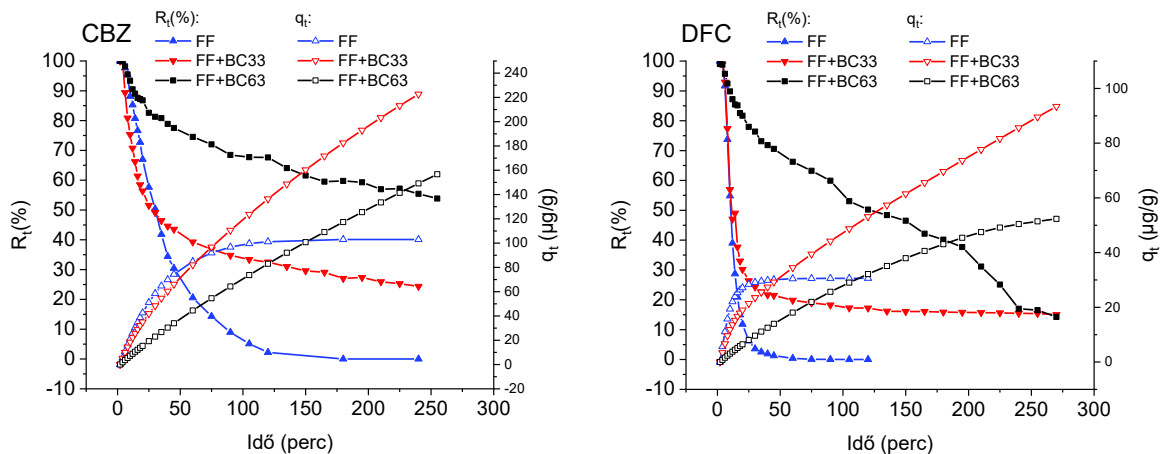
A q_t érték időbeli változása matematikai összefüggésekkel is értékelhető. Ha $\frac{Q}{m}$ aránya nagy, nő a meredekség (1). Ez az arány akkor a legnagyobb, ha Q nő, és m csökken. A q_t érték, mint fajlagos kapacitás (mg/g) egységnyi adszorbensre vetített anyagmennyiség. Ha az adszorbens tömege növekszik, az általában csökkenti a q_t maximum értékét, mert ugyanannyi anyag oszlik el több adszorbens felületén, így fajlagosan kevesebb jut egy egységre (Lonappan *et al.* 2018, Jaria *et al.* 2019). Az MB esetében az FF+BC10 adszorbenskeverék alkalmazásakor csökkent a tömeg (az oszlop magasságának alternatívája) és ezáltal nőtt a q_t maximuma. Emellett az átfolyási sebesség is nőtt, az így kapott meredek q_t görbe az adszorpció gyors lefolyását írja le. A legkisebb értéket az FF+BC33 keverék esetében figyeltük meg (FF+BC33 = 1459,53 mg/g), a görbe meredeksége itt volt a legkisebb, köszönhetően az adszorbenskeverékek között alkalmazott legnagyobb tömegnek és a magasabb bioszén-tömegarány által biztosított több kötőhelynek (Ahmed & Hameed 2018) (10. ábra).



10. ábra: Az MB (metilénkék) eltávolítási hatékonyságának (R_t) és fajlagos adszorpciós kapacitásának (q_t) időbeli változása az FF (faforgács), az FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), és az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek esetében (Forrás: Szávai 2025)

A CBZ-t vizsgálva az FF adszorbensnél látható a korábban bemutatott telítődés, ahol a hatékonyság teljesen lecsökkent (FF = 0 %). Semleges molekulaként a CBZ – az MB molekulával ellentétben – nem volt képes elektrosztatikus kölcsönhatást kialakítani az adszorbens felületével (Adewuyi 2020). A hatékonyság az adszorbenskeverékek esetében folyamatos növekedést mutatott a bioszéntartalom növelésével: FF+BC33 = 24,36 % < FF+BC63 = 53,86 %, ami a póruskitöltés, a hidrofób- és a π - π kölcsönhatások révén kialakult nagyobb megkötődésnek volt köszönhető (Décima *et al.* 2021). A q_t érték az FF adszorbens esetében volt a legkisebb (FF = 102,974 μ g/g), a görbe a telítési tartományban ebben az esetben

is lapossá vált. Maximumát az MB-hez hasonlóan a köztes keveréknél, ebben az esetben az FF+BC33-nál vette fel. A jelenség oka ebben az esetben a telítődés elérése lehetett az FF adszorbensnél. A korai telítődés hatására az adszorpció hamar végbement, ennek köszönhetően alakult ki az alacsony fajlagos adszorpciós kapacitás az FF adszorbensnél. Az FF+BC63 keveréknél a q_t alacsonyabb volt, mint a kisebb bioszén-tömegarányú keveréknél, ami az adszorpciós mechanizmus lassulását mutatta ($FF+BC33 = 222,703 \mu\text{g/g} > FF+BC63 = 156,695 \mu\text{g/g}$) (Hui *et al.* 2018). Ez feltehetően annak tulajdonítható, hogy az FF+BC63 adszorbenskeveréknél a kísérlet kompetitív rendszerben zajlott, ráadásul a kiindulási koncentráció is kisebb volt, ami együttesen befolyásolta az adszorpciós folyamat lefutását (Szabó *et al.* 2024). A bioszénrészecskék felhalmozódása és aggregációja is csökkenthette a teljes elérhető felületet, ezáltal korlátozva a szennyezőanyagok hozzáférését a kötőhelyekhez (Zeghioud *et al.* 2022, Zhao *et al.* 2023) A DFC esetében az FF adszorbensnél a rendszer a CBZ-hez hasonlóan elérte a telítést, az R_t görbe a telítési tartományban teljesen ellaposodott ($FF = 0 \%$), köszönhetően a gyógyszerhatóanyag nettó negatív töltése és a lignocellulóz felületi negatív töltése közötti taszításnak (Adewuyi 2020). A hatékonyság azonban a két adszorbenskeverék esetében is alacsony minimumot vett fel a többi mikroszennyezőhöz képest, jól szemléltetve a DFC eltérő fiziko-kémiai tulajdonságait ($FF+BC33 = 15,03 \% > FF+BC63 = 14,26 \%$). A legkisebb meredekséget azonban az FF+BC63 keveréknél vette fel, vagyis hosszabb ideig maradt hatékony a nagyobb bioszén-tömegarányú keverék. A q_t az FF adszorbens és az FF+BC33 keverék között nőtt, azonban az FF+BC63 keverék esetében ismét kisebb értéket vett fel. Összességében azonban a CBZ-hez hasonlóan nőtt a q_t a bioszén hozzáadásával ($FF = 30,595 \mu\text{g/g} < FF+BC33 = 93,423 \mu\text{g/g} > FF+BC63 = 52,337 \mu\text{g/g}$). A görbe a legkisebb meredekséget az FF+BC63 keveréknél vette fel, a bioszén tömegarányának növelésével ebben az esetben is lassult az adszorpciós mechanizmus (**11.ábra**) (Hui *et al.* 2018).



11. ábra: A CBZ (karbamazepin) és a DFC (diklofenák) eltávolítási hatékonyságának (R_t) és fajlagos adszorpciós kapacitásának (q_t) időbeli változása az FF (faforgács), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek esetében (Forrás: Szávai 2025)

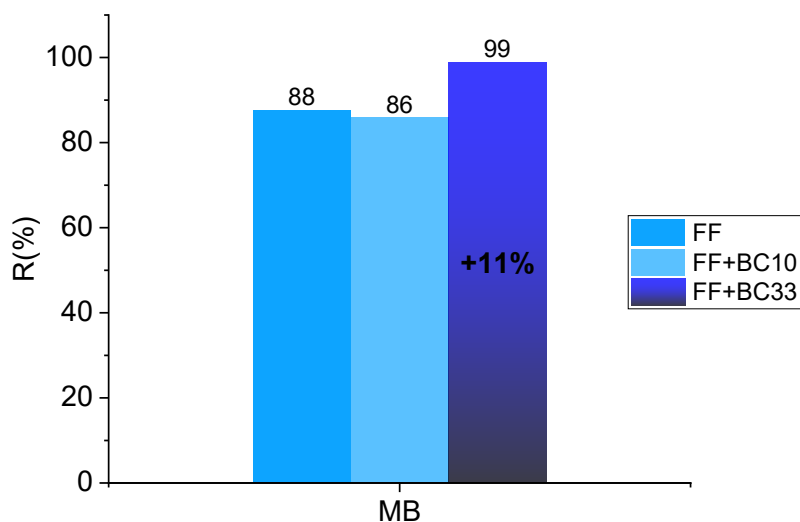
Az EE2, E2 és BPA esetében számottevő különbség nem mutatkozott a minimum hatékonyságban, a legnagyobb értéket az E2 vette fel, amit az EE2 és a BPA követett (E2 = 77,45 % > EE2 = 74,62 % > BPA = 59,90 %). A magas értékek a bioszén hatékonyságát mutatták. Az E2 vagy EE2 hidrogénkötést alakít ki a felszíni OH-csoportokkal, majd ezt követően újabb rétegek képződnek, amit hidrofób kölcsönhatások és π - π kölcsönhatások stabilizálnak. A q_t értékek tekintetében is az E2 esetében találtuk a legnagyobb értéket, amit a BPA és az EE2 követett (E2 = 136,221 µg/g > BPA = 103,636 µg/g > EE2 = 84,990 µg/g). A BPA rosszabb megkötődése az E2-höz és EE2-höz képest valószínűsíthetően a kompetitív adszorpciónak, valamint az alacsonyabb van der Waals-felületnek köszönhető, ami által kevesebb kölcsönhatást képes kialakítani a bioszénnel (6. táblázat) (Filep *et al.* 2021).

Összességében elmondható, hogy az R_t minimum értéke a bioszén tömegarányának növelésével nő, görbéjének meredeksége csökken, vagyis hosszabb távú a hatékony eltávolítás. A q_t meredeksége a bioszén tömegarányának növekedésével csökken, tehát csökken az adszorpció sebessége.

4.1.3. A teljes eltávolítási hatékonyság (R) és a maximális adszorpciós kapacitás (q_{total})

A fixed-bed kísérletek során kapott teljes eltávolítási hatásfok értékek jelentős különbségeket mutattak az egyes adszorbenskeverékek között, ami összhangban van a korábban bemutatott, időfüggésben értékelt paraméterekkel. Az MB eltávolítása a folyadékfázisból az FF adszorbenshez képest az FF+BC10 adszorbenskeverék esetében nem

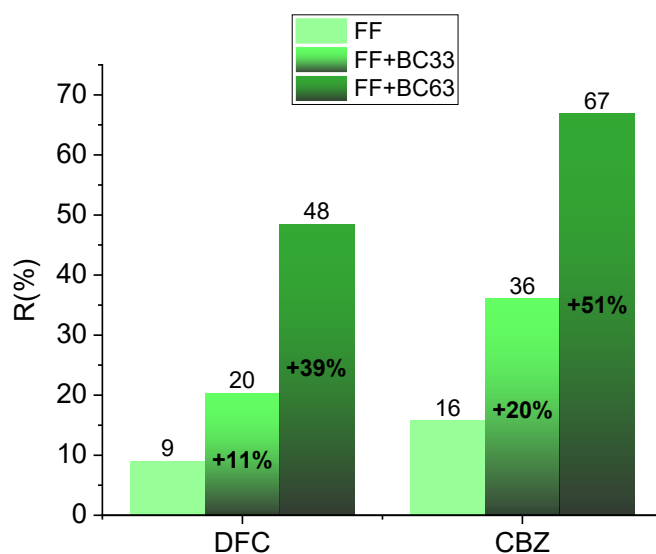
mutatott érdemi változást ($FF = 88 \% > FF+BC10 = 86 \%$). Amíg a 10 százalékos bioszén addíció nem befolyásolta jelentősen az MB adszorpcióját, az FF+BC33 keverék esetében szembetűnő, 11%-os javulást értünk el. Az eredmények lehetséges oka, hogy az MB az adszorbenssel kialakított elektrosztatikus kölcsönhatása révén az FF adszorbenshez is jól kötődött (Adewuyi 2020) (**12. ábra**).



12. ábra: Az FF (faforgács), az FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), és az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek teljes eltávolítási hatékonyságának (R) összehasonlítása az MB (metilénkék) esetében (Forrás: Szávai 2025)

Az FF adszorbens eltávolítási hatásfoka a CBZ esetében volt a legalacsonyabb ($FF = 16 \%$). A bioszén tömegarányának növelésével ez azonban nagymértékben javult, az FF+BC33 adszorbenskeveréknél 20%-os teljesítményjavulást találtunk az FF adszorbenshez képest ($FF+BC33 = 36 \%$). A bioszén tömegarányának növelésével még nagyobb hatékonyságot értünk el ($FF+BC63 = 67 \%$), ami 51%-os javulás az FF adszorbenshez képest, ezt az értéket ráadásul kompetitív adszorpció mellett érte el az adszorbenskeverék. A két adszorbenskeverék között ez 85,28 % relatív teljesítménynövekedést jelent. A DFC esetében is az FF adszorbensnél találtuk a legkisebb R értéket, azonban a CBZ-hez hasonlóan itt is nagymértékben nőtt a hatékonyság az adszorbenskeverékek esetében. Az FF+BC33 keveréknél ez 11%-os növekedést jelent, míg az FF+BC63 esetében 39%-os javulást értünk el az FF adszorbenshez képest ($FF = 9 \% < FF+BC33 = 20 \% < FF+BC63 = 48 \%$) (**13. ábra**). Az EE2, E2 és BPA FF+BC63 adszorbenskeverékkel vizsgált hatékonyságai a CBZ-nél és a DFC-nél magasabbnak bizonyultak ($E2 = 87,55 \% > EE2 = 80,94 \% > BPA = 70,63 \%$).

Összességében elmondható, hogy az eltávolítási hatékonyság a bioszén tömegarányának növelésével növekszik. A szerves mikroszennyezők a bioszén felszínéhez hatékonyabban kötődnek, mint az FF felszínéhez, ami a bioszén -COOH, -OH és -NH-CO- funkciós csoportjainak jelenlétével, valamint az ezek által kialakuló hidrogénkötésekkel, π - π kölcsönhatásokkal, van der Waals-erőkkel, hidrofób kölcsönhatásokkal, továbbá a póruskitöltési és diffúziós folyamatok együttes hatásával magyarázható (Zhou *et al.* 2023, Adewuyi 2020, Czech *et al.* 2021, Décima *et al.* 2021).



13. ábra: Az FF (faforgács), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek teljes eltávolítási hatékonyságának (R) összehasonlítása a DFC (diklofenák) és a CBZ (karbamazepin) esetében (Forrás: Szávai 2025)

Az oszlop magassága, esetünkben az adszorbens tömege nagymértékben meghatározza, hogy mekkora anyagmennyiséget képes adszorbeálni a rendszer (Ahmed & Hameed 2018). A bioszén mennyiségének növelése azonban nem minden esetben jelent jobb teljes adszorpciós kapacitást, a megfelelő arány megtalálása kulcsfontosságú a bioszén aggregálódása szempontjából is (Liu *et al.* 2025). A legmagasabb maximális adszorpciós kapacitást (q_{total}) a vizsgált anyagok közül az MB esetében mértünk, melynek oka az ipari szintetikus festék domináns elektrosztatikus adszorpciós kölcsönhatása a felületen (4.1.1. fejezet). Az FF és az FF+BC10 keveréknél nem láttunk érdemi változást a megkötött anyagmennyiségben, azonban az FF+BC33 keveréknél a megnövekedett kötőhelyek száma miatt nőtt a teljes adszorpciós kapacitás (FF = 50,39 mg < FF+BC10 = 51,74 mg < FF+BC33 = 62,73 mg). A CBZ-nél az anyag fiziko-kémiai sajátosságai miatt nagyságrendi csökkenést figyeltünk meg, ebben az

esetben is az FF adszorbensnél felvett q_{total} értéke volt a legalacsonyabb, ami az FF+BC33 keveréknél nőtt, majd minimálisan csökkent az FF+BC63 keveréknél, ami valószínűsíthetően a kompetitív adszorpciónak és a kisebb kiindulási koncentrációnak tudható be ($FF = 2,73 \text{ mg} < FF = 6,58 \text{ mg} > FF+BC33 = 5,90 \text{ mg}$). Ugyanezt a trendet figyeltük meg a DFC esetében is ($FF = 0,58 \text{ mg} < FF+BC33 = 2,80 \text{ mg} > FF+BC63 = 1,97 \text{ mg}$). Arányosítva az értékeket azonban az összes szerves mikroszennyezőnél elmondható, hogy az összes megkötött mennyiség nőtt a bioszén tömegarányának növekedésével (**10. táblázat**).

10. táblázat: A maximális adszorpciós kapacitás (q_{total}) összehasonlítása az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

Adszorbens típusa ¹	Vizsgált szerves mikroszennyező ²	Visszamért kiindulási koncentráció (mg/l)	q_{total} (mg)
FF	MB	3,904	50,39
FF + BC10	MB	4,038	51,74
FF + BC33	MB	4,161	62,73
FF	CBZ	0,993	2,73
FF + BC33	CBZ	1,199	6,28
FF + BC63	CBZ ^a	0,596	5,90
FF	DFC	0,982	0,58
FF + BC33	DFC	0,934	2,80
FF + BC63	DFC ^b	0,259	1,97
FF + BC63	E2 ^b	0,374	5,13
FF + BC63	EE2 ^a	0,267	3,20
FF + BC63	BPA ^a	0,373	3,90

¹Adszorbenstípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

²Vizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék); ^a sárga színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: CBZ (karbamazepin), EE2 (etinilösztradiol), BPA (biszfenol A); ^b zöld színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: DFC (diklofenák), E2 (ösztradiol)

Az utolsó anyagcsoport közül a legnagyobb q_{total} értéket az E2-nél tapasztaltuk, amit a BPA és az EE2 követett ($E2 = 5,13 \text{ mg} > BPA = 3,90 \text{ mg} > EE2 = 3,20 \text{ mg}$). Ugyanez a trend adódott a q_t értékek tekintetében is (**4.1.2. fejezet**).

4.2. Fixed-bed modellillesztés

Az adszorpciós modellek alkalmazhatóságát nem kizárólag a korrelációs együttható (R^2), hanem a hibamutatók nagysága, valamint a kapott modellparamétereknek más, jól illeszkedő modellekből származó értékekhez való viszonya határozza meg. Ezek a szempontok együttesen tükrözik a modell statisztikai és fizikai megbízhatóságát (Myers *et al.* 2023). A modellek alkalmazhatóságát az empirikusan meghatározott q_t értékekhez való illeszkedésük, a determinációs együttható (R^2), valamint a fitting hibaparaméterek (RMSE, MAE, MAPE) alapján állapítottam meg. A modellparaméterek empirikus adszorpciós kapacitáshoz való illeszkedését lineáris regresszióval ellenőriztem. A Thomas-modell linearizált formájának becsült q_0 paramétere és a q_t paraméterek kapcsolata esetén az $R^2 = 0,8966$ volt. A modell lineáris formája azonban nagy RMSE és MAE értékeket adott és alacsony R^2 tartományban mozgott ($R^2 = 0,405-0,939$), így a vizsgálat során végzett adszorpciós folyamatokat a Thomas-modell nemlineáris formája alapján értékeltem (**11. táblázat**).

A lineáris MDR-modell q_{mdr} paramétere elfogadható egyezést mutatott az empirikusan meghatározott q_t érték maximumával ($R^2 = 0,8213$). A modell illeszkedése összességében $R^2 = 0,716-0,986$ tartományban mozgott, alacsony hibaparaméterek mellett, ami a modell megbízható alkalmazhatóságát igazolta. A nemlinearizált MDR-modell illesztése a vizsgált minták esetében numerikus konvergenciaproblémák miatt R környezetben nem volt kivitelezhető. Ez a modellparaméterek erősen nemlineáris jellegéből és a több lokális minimum jelenlétéből adódott. A statisztikai kiértékeléshez ezért a linearizált forma bizonyult alkalmasnak, mivel az stabil számítási környezetet biztosított, miközben a kísérleti trendek leírására továbbra is megfelelőnek bizonyult (**13. táblázat**).

A modellek illesztési mutatói egyes adszorbenstípusok és vizsgált szerves mikroszennyezők esetében jelentősen eltértek egymástól. Ugyan a kísérletek során tapasztalt adszorpciós viselkedést a Thomas-modell nemlinearizált alakja írja le jobban, az MB eredményekre a nemlineáris Thomas-modell nem volt megfelelően illeszthető egyik adszorbens esetében sem. Az FF és az FF+BC33 adszorbensek esetében mínusz értékű determinációs együtthatót kaptunk, azonban az FF+BC10 esetében is rendkívül rossz volt az illesztés pontossága (FF = -0,318; FF+BC33 = -0,055; FF+BC10 = 0,132). Emiatt egyedül az MB esetében, a lineáris illesztés mutatóit és paramétereit értékeltük (**12. táblázat**). Az illesztés pontossága az FF és az FF+BC10 adszorbensek között csökkent, azonban az FF+BC63 esetében nőtt: FF = 0,786 > FF+BC10 = 0,715 < FF+BC33 = 0,883). A CBZ esetében az FF adszorbensnél találtuk a

legjobb illeszkedést, ami csökkent a BC hozzáadásával. A jelenség lehetséges oka, hogy az FF adszorbensnél a rendszer elérte a telítést, míg a bioszén tömegarányának növelésével a telítési görbe teljes felfutását kisebb pontossággal tudtuk becsülni (Szabó 2022). Az FF+BC33 keverék adta a legrosszabb illeszkedést, míg ez az FF+BC63 esetében javult, de nem érte el a kontroll értéket ($FF = 0,966 > FF+BC33 = 0,736 < FF+BC63 = 0,830$). A DFC tekintetében hasonló tendenciát figyeltünk meg, a legjobb illeszkedést az FF adszorbens, a legrosszabbat az FF+BC33 keverék adta, míg az FF+BC63 köztes értéket vett fel ($FF = 0,984 > FF+BC33 = 0,461 < FF+BC63 = 0,948$). Összességében mind a minimum, mind a maximum nagyobb értéket vett fel, mint a CBZ esetében. Az EE2, E2 és BPA vonatkozásában nem mutatkozott jelentős eltérés az illesztési paraméterek között, a legmagasabb értéket az E2 vette fel, míg a legalacsonyabbat az EE2 ($E2 = 0,868 > EE2 = 0,824$). A legkisebb RMSE és MAE értékek az FF+BC63 adszorbenskeveréknél voltak, amik egyúttal a két vizsgált modell abszolút legalacsonyabb értékei is.

Az MDR-modell linearizált illesztési mutatói az MB esetében is értékelhetők voltak. A legmagasabb értéket itt az FF+BC33 adszorbenskeveréknél figyeltük meg, a legalacsonyabb determinációs együtthatót itt is az FF+BC10 adta ($FF = 0,983 > FF+BC10 = 0,962 < FF+BC33 = 0,986$). A CBZ-vel végzett kísérletek esetében az illesztés pontossága az FF adszorbenstől az FF+BC63 keverékig folyamatosan csökkent ($FF = 0,954 > FF+BC33 = 0,931 > FF+BC63 = 0,782$). A DFC hasonló trendet mutatott: a legjobb illeszkedés az FF adszorbensnél, míg a legrosszabb az FF+BC33-nál volt, az FF+BC63 pedig köztes értéket adott ($FF = 0,972 > FF+BC33 = 0,716 < FF+BC63 = 0,954$). Az EE2, E2 és BPA illesztései ebben az esetben sem voltak messze egymástól és a Thomas-modell esetében tapasztalt trendet figyeltük meg. A legjobb illesztést az E2 esetében találtuk, azonban mindhárom szerves mikroszennyező esetén pontos volt az illeszkedés ($E2 = 0,964 > BPA = 0,937 > EE2 = 0,924$).

Összességében elmondható, hogy az alacsony hibamutatók miatt a Thomas-modell nemlineáris alakja írja le a legjobban a vizsgált adszorpciós folyamatokat, azonban az MB esetében csak a lineáris modellek használhatók megbízhatóan. Az MDR-modell lineáris illesztése jól követi az összes vizsgált szerves mikroszennyező adszorpciós görbéjét. Nemlineáris formájának ismerete hiányában korlátozottan alkalmas a szorpció folyamán létrejövő fiziko-kémiai reakciók megbízható előrejelzésére, ugyanakkor eredményei alátámaszthatják a nemlineáris Thomas-modell eredményeit.

11. táblázat: A nemlineáris Thomas-modell illesztési- és hibamutatói az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

Modell	Adszorbens típusa ^a	Vizsgált szerves mikroszennyező ^b	R ²	RMSE	MAE	MAPE
Thomas (Nemlineáris illesztés)	FF	MB	-0,318	0,871	0,720	463,897
	FF + BC10	MB	0,132	0,669	0,605	1513,380
	FF + BC33	MB	-0,055	0,727	0,593	636,720
	FF	CBZ	0,966	0,060	0,050	460,157
	FF + BC33	CBZ	0,736	0,114	0,092	25,206
	FF + BC63	CBZ	0,830	0,035	0,030	485,936
	FF	DFC	0,984	0,034	0,025	8,750
	FF + BC33	DFC	0,461	0,133	0,103	38,519
	FF + BC63	DFC	0,948	0,015	0,012	104,235
	FF + BC63	EE2	0,824	0,010	0,008	80,395
	FF + BC63	E2	0,868	0,009	0,008	99,011
	FF + BC63	BPA	0,857	0,020	0,016	77,345

^aAdszorbenstípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

^bVizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék), CBZ (karbamazepin), DFC (diklofenák), EE2 (etinilösztadiol), E2 (ösztadiol), BPA (biszfenol A);

Illesztési- és hibamutatók: R² (determinációs együttható), RMSE (négyzetes középérték-hiba), MAE (átlagos abszolút hiba), MAPE (átlagos abszolút százalékos hiba)

12. táblázat: A lineáris Thomas-modell illesztési- és hibamutatói az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

Modell	Adszorbens típusa	Vizsgált szerves mikroszennyező	R ²	RMSE	MAE	MAPE
Thomas (Lineáris illesztés)	FF	MB	0,786	0,849	0,653	160,356
	FF + BC10	MB	0,715	1,140	0,894	142,865
	FF + BC33	MB	0,883	0,613	0,469	85,230
	FF	CBZ	0,753	1,202	0,861	414,712
	FF + BC33	CBZ	0,676	0,481	0,369	123,883
	FF + BC63	CBZ	0,485	0,995	0,629	69,176
	FF	DFC	0,939	0,847	0,680	45,167
	FF + BC33	DFC	0,405	0,766	0,540	82,583
	FF + BC63	DFC	0,786	0,725	0,501	178,933
	FF + BC63	EE2	0,694	0,572	0,444	22,629
	FF + BC63	E2	0,751	0,589	0,490	19,304
	FF + BC63	BPA	0,707	0,610	0,451	41,513

^aAdszorbenstípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

^bVizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék), CBZ (karbamazepin), DFC (diklofenák), EE2 (etinilösztadiol), E2 (ösztadiol), BPA (biszfenol A);

Illesztési- és hibamutatók: R² (determinációs együttható), RMSE (négyzetes középérték-hiba), MAE (átlagos abszolút hiba), MAPE (átlagos abszolút százalékos hiba)

13. táblázat: A lineáris MDR-modell illesztési- és hibamutatói az adszorbenstípusok és vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

Modell	Adszorbens típusa	Vizsgált szerves mikroszennyező	R ²	RMSE	MAE	MAPE
MDR	FF	MB	0,983	0,241	0,136	24,397
	FF + BC10	MB	0,962	0,418	0,308	23,384
	FF + BC33	MB	0,986	0,213	0,173	17,747
	FF	CBZ	0,954	0,516	0,362	28,495
	FF + BC33	CBZ	0,931	0,221	0,168	73,028
	FF + BC63	CBZ	0,782	0,648	0,408	43,569
	FF	DFC	0,972	0,568	0,415	25,186
	FF + BC33	DFC	0,716	0,529	0,372	36,288
	FF + BC63	DFC	0,954	0,338	0,289	157,211
	FF + BC63	EE2	0,924	0,286	0,186	9,005
	FF + BC63	E2	0,964	0,224	0,191	7,458
	FF + BC63	BPA	0,937	0,282	0,222	16,670

^aAdszorbenstípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

^bVizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék), CBZ (karbamazepin), DFC (diklofenák), EE2 (etinilösztadiol), E2 (ösztadiol), BPA (biszfenol A);

Illesztési- és hibamutatók: R² (determinációs együttható), RMSE (négyzetes középérték-hiba), MAE (átlagos abszolút hiba), MAPE (átlagos abszolút százalékos hiba)

4.3. Modellparaméterek kiértékelése

Az MB görbéire illesztett Thomas-modell k_{TH} paramétere az FF adszorbensből az FF+BC10 adszorbenskeverékig növekedett, majd az FF+BC33 adszorbensnél csökkenve vette fel a legalacsonyabb értéket ($FF = 0,0880 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} < FF+BC10 = 0,1612 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} > FF+BC33 = 0,0708 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$). Az FF+BC10 keverék során tapasztalt kiugró érték ellenére a paraméter értéke csökkent a BC-tartalom növelésével. A magas kinetikai paraméter gyors adszorpciós folyamatot jelez, ami a 4.1.1. és 4.1.2. fejezetben is tárgyalt empirikus paraméterek trendjét követte. A q_0 értékek növekedtek a bioszén hozzáadásával, a legmagasabb értéket az FF+BC33 adszorbensnél kaptuk, azaz a bioszén hozzáadásával nőtt a maximális adszorpciós kapacitás az FF adszorbenshez képest ($FF = 68,8401 \text{ mg/l} > FF+BC10 = 59,1161 \text{ mg/l} < FF+BC33 = 98,0210 \text{ mg/l}$). A 10 tömegszázalékos bioszén addíciónál tapasztalt alacsonyabb érték a magas átfolyási sebességből, ezáltal a kisebb kontaktidőből adódhatott. A CBZ-t vizsgálva az FF adszorbenshez képest a k_{TH} paraméter értéke csökkent mindkét adszorbenskeveréknél, ami az adszorpciós folyamat lassulását írja le az FF adszorbenshez képest ($FF = 0,0777 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} > FF+BC33 = 0,0080 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} < FF+BC63 = 0,0132 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$). A q_0 a bioszén tömegarányával együtt emelkedett, ami növekvő trendet jelez a maximális adszorpciós kapacitásban ($FF = 88,6545 \text{ mg/l} < FF+BC33 = 156,7174 \text{ mg/l} < FF+BC63 = 220,1547 \text{ mg/l}$). A CBZ fiziko-kémiai sajátosságai (pl. a viszonylag alacsony oldhatósága, semleges töltése és molekulamérete) alapján elsősorban a póruskitöltés és a π - π kölcsönhatások játszhattak szerepet az adszorpciós mechanizmusban (Filep *et al.* 2021). A CBZ megkötődése valószínűsíthetően főként a mikro- és mezopórusokban történt, amelyek lassan telítődtek, így a folyamat kinetikája lelassult. A bioszén magas OH- és COOH- tartalma ugyanakkor több lehetőséget biztosított π - π kötések kialakítására az adszorbens felületén, ami hozzájárulhatott a CBZ növekvő megkötődéséhez (Szabó 2022). A DFC esetében a CBZ-hez hasonló tendenciákat figyeltünk meg, a k_{TH} értéke mindkét adszorbenskeveréknél alacsonyabb volt az FF-hez képest, lassult a kinetika ($FF = 0,3074 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} > FF+BC33 = 0,0128 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} < FF+BC63 = 0,0517 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$). A q_0 ebben az esetben is párhuzamos növekedést mutatott az adszorbenskeverékek bioszéntartalmával, ($FF = 31,7083 \text{ mg/l} < FF+BC33 = 51,1080 \text{ mg/l} < FF+BC63 = 54,0591 \text{ mg/l}$). Az utolsó anyagcsoport esetén a k_{TH} paraméter értéke az E2-nél volt a legalacsonyabb, azonban az EE2-nél és a BPA-nál is tapasztalt kinetika a CBZ-nél kapott FF+BC63 eredményeihez közelít ($EE2 = 0,0265 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} > BPA = 0,0227 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1} > E2 = 0,0197 \text{ ml mg}^{-1} \text{ min}^{-1}$). Az abszolút legnagyobb q_0 értéket az E2 esetében találtuk, ezt követte az EE2, majd a BPA ($E2 = 250,1998 \text{ mg/l} > EE2 = 149,3747$

mg/l > BPA = 146,0858 mg/l) (**14. táblázat**). Az E2 esetében tapasztalt magas adszorpciós kapacitás nagy valószínűséggel a DFC-vel alkotott többkomponensű rendszeren belüli kompetícióra vezethető vissza. A bioszén felületén a DFC negatív töltése miatt kevésbé volt képes dominánsan megkötődni, szemben az E2-vel, amely számos hidrogénkötés kialakítására alkalmas funkciós csoporttal rendelkezik, így az adszorbens felületén jóval nagyobb mértékű megkötődést mutatott. A BPA megkötődése alacsonyabb van der Waals-felületéből adódhatott (Szabó *et al.* 2024).

14. táblázat: A nemlineáris Thomas-modell paraméterei az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

Modell	Adszorbens típusa ¹	Vizsgált szerves mikroszennyező ²	k _{TH}	q ₀
Thomas	FF	MB	0,0880	68,8401
	FF + BC10	MB	0,1612	59,1161
	FF + BC33	MB	0,0708	98,0210
	FF	CBZ	0,0777	88,6545
	FF + BC33	CBZ	0,0080	156,7174
	FF + BC63	CBZ ^a	0,0132	220,1547
	FF	DFC	0,3074	31,7083
	FF + BC33	DFC	0,0128	51,1080
	FF + BC63	DFC ^b	0,0517	54,0591
	FF + BC63	E2 ^b	0,0197	250,1998
	FF + BC63	EE2 ^a	0,0265	149,3747
	FF + BC63	BPA ^a	0,0227	146,0858

¹Adszorbentípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

²Vizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék); ^a sárga színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: CBZ (karbamazepin), EE2 (etinilösztadiol), BPA (biszfenol A); ^b zöld színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: DFC (diklofenák), E2 (ösztadiol)

Az MB az előzőekben bemutatott eredményekhez hasonlóan következetesen eltérő trendet mutatott az MDR-modell esetében is, ami jól mutatja az erős, elektrosztatikus kölcsönhatással kialakított megkötődésének eltérő dinamikáját a többi mikroszennyezővel szemben (**15. táblázat**) (Adewuyi 2020).

15. táblázat: A lineáris MDR-modell paraméterei az adszorbenstípusok és a szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)

Modell	Adszorbens típusa ¹	Vizsgált szerves mikroszennyező ²	<i>a</i>	<i>q_{mdr}</i>
MDR	FF	MB	1,5407	131,78
	FF + BC10	MB	1,3462	114,45
	FF + BC33	MB	2,9619	245,08
	FF	CBZ	2,4544	2,17
	FF + BC33	CBZ	0,7128	2,90
	FF + BC63	CBZ ^a	0,9894	7,37
	FF	DFC	3,8172	0,63
	FF + BC33	DFC	0,7106	0,69
	FF + BC63	DFC ^b	1,1209	1,42
	FF + BC63	E2 ^b	1,0847	17,70
	FF + BC63	EE2 ^a	0,9015	9,29
	FF + BC63	BPA ^a	0,8797	6,59

¹Adszorbenstípusok: FF (faforgács), FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén);

²Vizsgált szerves mikroszennyezők: MB (metilénkék); ^a sárga színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: CBZ (karbamazepin), EE2 (etinilösztradiol), BPA (biszfenol A); ^b zöld színnel jelölt kompetitív anyagcsoport: DFC (diklofenák), E2 (ösztradiol)

Az *a* paraméter az FF adszorbenshez képest az FF+BC10 adszorbenskeverék esetében nem mutatott érdemi változást, azonban az FF+BC33 esetén mindkét korábbi adszorbenstípushoz képest növekedett, és itt érte el a legnagyobb értéket (FF = 1,5407 > FF+BC10 = 1,3462 < FF+BC33 = 2,9616). A Thomas-modellhez képest tapasztalt kinetikai trendbeli eltérés oka lehet, hogy az MDR modell *a* paramétere a Thomas-modell *k_{TH}* paraméterétől eltérő megközelítést alkalmaz az adszorpciós mechanizmus leírására, ezáltal máshogyan reagál az adszorpciós dinamika változására (Huang *et al.* 2022). A *q_{mdr}* érték változása a Thomas-modell *q₀* paraméterének trendjét követte: a legkisebb értéket az FF+BC10 mellett vette fel, a legmagasabbat pedig az FF+BC63 keveréknél, ezáltal a magas átfolyási sebesség okozta csökkent kontaktidőt az MDR-modell is jól becsülte (FF = 131,78 mg/l > FF+BC10 = 114,45 mg/l < FF+BC63 = 245,08 mg/l). A CBZ esetében az *a* paraméter az FF adszorbensnél volt a legnagyobb, majd az adszorbenskeverékeknél mindkét esetben kisebb értéket vett fel, ami az FF adszorbenshez képest csökkenő kinetikára utal (FF = 2,4544 > FF+BC33 = 0,7128 < FF+BC63 = 0,9894). A *q_{mdr}* paraméterben két nagyságrendbeli eltérést figyeltünk meg az MB-

hez képest, egyúttal a paraméter értéke az adszorbenstípus bioszén tömegarányával párhuzamosan növekvő tendenciát mutatott, azaz a maximális adszorpciós kapacitás nőtt a bioszén-tömegarányának növekedésével ($FF = 2,17 \text{ mg/l} < FF+BC33 = 2,90 \text{ mg/l} < FF+BC63 = 7,37 \text{ mg/l}$). Az eredmények lehetséges magyarázata a Thomas-modellnél is valószínűsített lassú pórustelítődés, ezáltal nagyobb adszorpciós kapacitás elérése lehetett (Szabó 2022). A DFC során kapott modellparaméterek a CBZ tendenciáit követték: a kezeletlen FF adszorbens esetében találtuk a legnagyobb a paramétert, majd a két adszorbenskeveréknél ennél kisebb értékek adódtak, lassult a kinetika a bioszén hozzáadásával ($FF = 3,8172 > FF+BC33 = 0,7106 < FF+BC63 = 1,1209$). A q_{mdr} paraméter ebben az esetben is növekedett az adszorbenstípus bioszéntartalmával együtt, azonban a CBZ-nél tapasztaltakhoz képest csökkent a paraméter értéke ($FF = 0,63 \text{ mg/l} < FF+BC33 = 0,69 \text{ mg/l} < FF+BC63 = 1,42 \text{ mg/l}$). A DFC fajlagos negatív töltése valószínűsíthetően befolyásolta a megkötődés mértékét, hiszen az elektrosztatikus taszító erők gátolták a megkötődést (Czech *et al.* 2021). A kizárólag FF+BC63 adszorbenskeverékkel végzett komponensek közül a legnagyobb a paraméter-értéket az E2-nél figyeltük meg, ami az EE2 és a BPA során is csökkent ($E2 = 1,0847 > EE2 = 0,9015 > BPA = 0,8797$). Az E2 vette fel a legnagyobb q_{mdr} értéket is, amik mind az EE2 és mind a BPA során alacsonyabbak voltak ($E2 = 17,70 \text{ mg/l} > EE2 = 9,29 \text{ mg/l} > BPA = 6,59 \text{ mg/l}$) (**15. táblázat**). A három szerves mikroszennyező esetében kapott a és q_{mdr} értékek a CBZ FF+BC63 adszorbenskeverékkel kapott értékeihez hasonlóak ($R^2 = 0,6966$). Mivel mindhárom vizsgált vegyület azonos számú hidrogénkötésre alkalmas donoratómmal és -akceptorral rendelkezik, valamint hidrofób jellegűek a $\log D$ értékük alapján, a köztük megfigyelt különbségek elsősorban a BPA lényegesen kisebb van der Waals-felületéből adódhatnak. A kisebb felület korlátozza a gyenge fizikai kölcsönhatások kialakulását, ezáltal a BPA hatékony érintkezési felülete kisebb az adszorbenssel. A BPA esetében tapasztalt alacsonyabb adszorpciós kapacitást a kompetitív adszorpció is befolyásolhatta (Szabó *et al.* 2025).

Összességében elmondható, hogy a kinetikát jelző paraméterek (k_{TH} , a) csökkennek a bioszén tömegének növelésével, a maximális adszorpciós kapacitást jelző paraméterek (q_0 , q_{mdr}) növekednek a bioszén tömegének növelésével. Számos tanulmány is hasonló trendet figyelt meg (Baaloudj *et al.* 2025, Matharage *et al.* 2025, Huang *et al.* 2022).

5. Következtetések és javaslatok

A két modell során kapott eredmények alapján megállapítható, hogy az egyes adszorbenskeverékek, azon belül is a bioszén tömegarányának változása jelentős eltérést okoz mind a kinetikát, mind a fajlagos maximális adszorpciós kapacitást jelző paraméterek alakulásában. A kinetikát jelző paraméterek (k_{TH} , a) összességében csökkennek a bioszén tömegének növelésével, ami a bioszén szemcseméretéből adódó hidraulikus vezetőképesség csökkenéséből és a megnövekedett porozitás miatt lelassult tömegátadásból adódhat. A maximális adszorpciós kapacitást jelző paraméterek (q_0 , q_{mDr}) növekednek a bioszén tömegének növelésével, ami a nagyobb mennyiségű kötőhelynek és megnövekedett porozitásnak köszönhető. A modellillesztések nem minden esetben követik az empirikus paramétereket. A modellek általában idealizált feltételezéseken alapulnak, amelyek nem veszik figyelembe a valós kísérleti körülmények komplex tényezőit, mint például a csatornázódás, a részecskék egyenetlen eloszlása vagy a tömörödés az oszlopban. A kísérleti adatok mérési bizonytalanságokat is tartalmazhatnak, akár a koncentrációmérés vagy áramlási sebesség paramétereiről van szó. Ezek miatt a modellezett paraméterek eltérhetnek az adott rendszer empirikusan mért értékeitől. A modellek csupán közelítések, amelyek inkább iránymutatást nyújtanak a rendszer viselkedéséhez, mintsem pontos reprezentációt adnak. Dolgozatomban összességében azonban mind az empirikus, mind a modellparaméterek jól tükrözik az adszorpciós kinetika lassulását, valamint a maximális adszorpciós kapacitás növekedését a bioszén faforgácshoz való keverésével. Megállapítható továbbá, hogy a lignocellulóz-alapú bioszorbensek és szerves mikroszennyezők közötti legdominánsabb kölcsönhatás az elektrosztatikus vonzóerő. Emiatt a kationos jellegű molekulák nagyobb mértékben képesek megkötődni a negatív ösztöltéssel rendelkező növényi maradványokon. A bioszénen történő megkötődési folyamat a szerkezetének összetettsége miatt (pl. porozitás, SSA, széntartalom, funkcionális csoportok), és a bioszenesítési folyamat paramétereinek hatása miatt rendkívül komplex, ezért részletes szerkezeti és fiziko-kémiai információk nélkül nehezen határozható meg. Emiatt javasolt a bioszenesítési paraméterek (maximális hőmérséklet, felfűtési sebesség, tartózkodási idő) megfelelő átgondolása a kísérletek megkezdése előtt. Az optimális bioszén-arány meghatározását azonban számos kísérleti tényező befolyásolja, mint például az átfolyási sebesség, a kiindulási koncentráció, az adszorbens tömörödése, az adszorbens típusa és a szennyezőanyagok fiziko-kémiai tulajdonságai. A kapott modellparaméterek trendjei összhangban vannak az áttörési görbékre illesztett Adams-Bohart és Yoon-Nelson-modellek megfelelő paramétereivel is, ugyanakkor ezen modellek részletes értékelésére a dolgozat

terjedelmi korlátai miatt nem került sor. Az ehhez hasonló fixed-bed rendszereken végzett jövőbeni fejlesztésekhez a bioszén-arány optimalizálását az adott mikroszennyező fizikokémiai tulajdonságaihoz célszerű alakítani. Az optimum megállapításához többféle arányban és széles skálán lehet érdemes a kísérleteket elvégezni, hogy megtalálható legyen az optimális kompromisszum a kinetika és adszorpciós kapacitás között. Ugyanakkor további vizsgálatok javasoltak többkomponensű (kompetitív) rendszerekben, hogy a realiztikus környezetmodellezés a valós szennyvízkörnyezetet is reprezentálja. Az MFS rendszerrel végzett kísérletek eredményei alapján a koncepció ipari méretű szennyvíztisztításban is ígéretes lehet, különösen szerves mikroszennyezők (gyógyszermaradványok, ipari szennyezők) eltávolítására. Gyakorlati alkalmazásban a lignocellulóz alapú adszorbensek helyi biomasszából való előállítása alacsony költségű, környezeti szempontból fenntartható megoldást jelenthet a szennyvíztisztítás utókezelési lépcsőjében.

6. Összefoglalás

A dolgozat célja a környezetbarát, lignocellulóz-alapú bioszorbensek adszorpciós képességének vizsgálata volt fixed-bed rendszerben. A kutatás rámutatott arra, hogy a sokszor hulladékként kezelt növényi maradványok ígéretesen felhasználhatók a perzisztens, szerves mikroszennyezők (pl. gyógyszerhatóanyagok, ipari szennyezők és szintetikus festékek) hatékony eltávolítására különféle, szennyezett vízbázisokból. A kutatás során kétféle bioszorbenst – faforgácsot (FF) és bioszenet (BC) – teszteltünk, minden vizsgált hatóanyag esetében háromféle keverési arányban. Az adszorbensek teljesítményét négyféle gyógyszerhatóanyaggal – karbamazepin (CBZ), diklofenák (DFC), etinilösztadiol (EE2) és ösztadiol (E2) –, egy szintetikus ipari festékkel – metilénkék (MB) – és egy endokrin diszruptor ipari szennyezővel – biszfenol A (BPA) – értékeltük. A szerves mikroszennyezőket két kompetitív anyagkörre (BPA+CBZ+EE2 és DFC+E2) osztva a környezeti szennyvizek többkomponensű rendszerét szemléltettük. Az eredmények értékelését mind az empirikus paraméterekkel, mind fixed-bed kinetikai modellekkel elvégeztük. A kezeletlen FF adszorbensen a kationos festék megkötődése volt a leghatékonyabb, ami jól mutatja, hogy a lignocellulóz-alapú bioszorbensek és a szerves mikroszennyezők között az elektrosztatikus kölcsönhatás a legdominánsabb megkötődési mechanizmus. A bioszén hozzáadásával a keverékek adszorpciós kapacitása azonban minden vizsgált szennyező esetében nőtt, míg az áttörési idők meghosszabbodtak. Az áttörési görbék a bioszén-tömegarány növelésével fokozatosan ellaposodtak, a CBZ és a DFC esetében a bioszén hozzáadása teljes mértékben megakadályozta az oszlop telítődését. A legkisebb meredekségű áttörési görbékét és a legmagasabb teljes eltávolítási hatékonyságot is a legnagyobb bioszénarányú adszorbenskeverék (FF+BC63) eredményezte. A modellek közül a Thomas- és az MDR-modell adta a legjobb illeszkedést, ezenfelül mindkét modell paraméterei jól magyarázták az adszorpciós mechanizmusokat. A kinetikai paraméterek értékei mindkét modell esetében csökkentek, míg a fajlagos adszorpciós kapacitást leíró paraméterek értékei nőttek a bioszén tömegarányának növekedésével. A kompetitív adszorpciós mechanizmusok az adszorbens-összetétel összhatását nem befolyásolták, az empirikus eredmények minimális eltérései a kísérleti paraméterek módosításából is adódhattak. Ezek alapján elmondható, hogy a dolgozat során vizsgált szerves mikroszennyezők adszorpciós mechanizmusait elsődlegesen a bioszén arányának növelése befolyásolta. A kísérletek során nem volt megfigyelhető olyan maximum, amelyet követően az adszorpciós teljesítmény csökkent volna, ami arra utal, hogy a rendszerben a bioszénarány optimuma a vizsgált tartományban (0–63 m/m %) nem köthető jól definiált

maximumhoz. Összességében mind az empirikus, mind a modellparaméterek jól tükrözik az adszorpciós kinetika lassulását, valamint a maximális adszorpciós kapacitás növekedését a bioszén faforgácshoz való keverésével. Az eredmények igazolták, hogy a lignocellulóz-alapú, bioszénnel kiegészített bioszorbensek alkalmasak szerves mikroszennyezők szennyvízből való eltávolítására, és költséghatékony alternatívát jelenthetnek környezetbarát víztisztítási technológiákhoz.

7. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretnék köszönetet mondani mindazoknak, akik támogattak a dolgozatom elkészítésének folyamatában. Elsősorban köszönöm Szabó Lili külső konzulensemnek, aki nélkül a dolgozat nem jöhetett volna létre. Szakmai felkészültsége és támogatása a témában egyedülálló, rendkívül magas szintet képvisel a tématerületen. Szeretnék köszönetet mondani belső konzulensemnek, Centeri Csabának, akinek mind környezettudományos szemlélete a tartalom minőségét tekintve, mind formai meglátásai nagyban segítettek a dolgozat végső formájának elnyerését.

Kiemelt köszönettel tartozom Bauer Lászlónak, akinek segítőkészsége és a statisztika terén szerzett tudása és tapasztalata nagy segítségemre volt a modellezésben. Köszönöm Szalai Zoltánnak és Kondor Attilának, akik biztosították számomra a dolgozat elkészítéséhez szükséges laborkörnyezetet és anyagi háttérrel. Köszönettel tartozom mindazon hallgatóknak, akik bármilyen formában részt vettek a kísérletek lebonyolításában, akár a mintaelőkészítési folyamatba, akár a mérési folyamatba csatlakoztak be. Nem utolsósorban hálás vagyok a HUN-REN CSFK Földrajztudományi Intézet egészének, hogy az itt töltött évek megszerzett tapasztalatát és tudását ilyen formában is kamatoztathattam.

8. Irodalomjegyzék

- Abdolali, A., Guo, W. S., Ngo, H. H., Chen, S. S., Nguyen, N. C., & Tung, K. L. (2014). Typical lignocellulosic wastes and by-products for biosorption process in water and wastewater treatment: a critical review. *Bioresource technology*, *160*, 57-66.
- Abegunde, S. M., Idowu, K. S., Adejuwon, O. M., & Adeyemi-Adejolu, T. (2020). A review on the influence of chemical modification on the performance of adsorbents. *Resources, Environment and Sustainability*, *1*, 100001.
- Abin-Bazaine, A. A., Olmos-Marquez, M. A., & Campos-Trujillo, A. (2024). A fixed-bed column sorption: breakthrough curves modeling. *Sorption-New Perspectives and Applications*, *1*, 53.
- Adeel, M., Song, X., Wang, Y., Francis, D., & Yang, Y. (2017). Environmental impact of estrogens on human, animal and plant life: A critical review. *Environment international*, *99*, 107-119.
- Adegoke, K. A., Adesina, O. O., Okon-Akan, O. A., Adegoke, O. R., Olabintan, A. B., Ajala, O. A., ... & Bello, O. S. (2022). Sawdust-biomass based materials for sequestration of organic and inorganic pollutants and potential for engineering applications. *Current Research in Green and Sustainable Chemistry*, *5*, 100274.
- Adeyuyi, A. (2020). Chemically modified biosorbents and their role in the removal of emerging pharmaceutical waste in the water system. *Water*, *12*(6), 1551.
- Ahmad, M., Rajapaksha, A. U., Lim, J. E., Zhang, M., Bolan, N., Mohan, D., ... & Ok, Y. S. (2014). Biochar as a sorbent for contaminant management in soil and water: a review. *Chemosphere*, *99*, 19-33.
- Ahmed, M. B., Zhou, J. L., Ngo, H. H., & Guo, W. (2016). Insight into biochar properties and its cost analysis. *Biomass and Bioenergy*, *84*, 76-86.
- Ahmed, M. J., & Hameed, B. H. (2018). Removal of emerging pharmaceutical contaminants by adsorption in a fixed-bed column: a review. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, *149*, 257-266.
- Alegbe, E. O., & Uthman, T. O. (2024). A review of history, properties, classification, applications and challenges of natural and synthetic dyes. *Heliyon*, *10*(13).

Asthana, M., Kumar, A., & Sharma, B. S. (2016). Wastewater treatment. In *Principles and applications of environmental biotechnology for a sustainable future* (pp. 173-232). Singapore: Springer Singapore.

Baaloudj, O., Langerame, F., Iunnissi, R., Buttiglieri, G., Del Buono, D., Khadhar, S., ... & Brienza, M. (2025). Biochar-based Downflow Fixed-Bed Adsorption Systems for Water Treatment: Process Optimization, Reusability, and Techno-Economic Evaluation. *Separation and Purification Technology*, 134347.

Bastidas-Oyanedel, J. R., Fang, C., Almardeai, S., Javid, U., Yousuf, A., & Schmidt, J. E. (2016). Waste biorefinery in arid/semi-arid regions. *Bioresource technology*, 215, 21-28.

Bauer, L., Szalai, Z., Vancsik, A., Kondor, A. C., Dévény, Z., Silva, B., & Szabó, L. (2025). Thermodynamic modelling of pharmaceutical sorption in soil systems: A comparative study of batch and fixed-bed approaches. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 302, 118640.

Baumann, M., Weiss, K., Maletzki, D., Schüssler, W., Schudoma, D., Kopf, W., & Kühnen, U. (2015). Aquatic toxicity of the macrolide antibiotic clarithromycin and its metabolites. *Chemosphere*, 120, 192-198.

Belete, B., Desye, B., Ambelu, A., & Yenew, C. (2023). Micropollutant removal efficiency of advanced wastewater treatment plants: a systematic review. *Environmental Health Insights*, 17, 11786302231195158.

Bhardwaj, A., Bansal, M., Wilson, K., Gupta, S., & Dhanawat, M. (2025). Lignocellulose biosorbents: Unlocking the potential for sustainable environmental cleanup. *International Journal of Biological Macromolecules*, 294, 139497.

Bhatnagar, A., & Sillanpää, M. (2010). Utilization of agro-industrial and municipal waste materials as potential adsorbents for water treatment—a review. *Chemical engineering journal*, 157(2-3), 277-296.

Bohn, H. L., Brain, L. M., & George, A. (81). O'Connor. 1985. Soil chemistry.

Brausch, J. M., Connors, K. A., Brooks, B. W., & Rand, G. M. (2012). Human pharmaceuticals in the aquatic environment: a review of recent toxicological studies and considerations for toxicity testing. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology Volume 218*, 1-99.

- Burhan, M., Akhtar, F. H., Chen, Q., Shahzad, M. W., Ybyraiymkul, D., & Ng, K. C. (2021). A universal mathematical methodology in characterization of materials for tailored design of porous surfaces. *Frontiers in Chemistry*, 8, 601132.
- Burrows, H. D., Santaballa, J. A., & Steenken, S. (2002). Reaction pathways and mechanisms of photodegradation of pesticides. *Journal of photochemistry and photobiology B: Biology*, 67(2), 71-108.
- Caban, M., & Stepnowski, P. (2021). How to decrease pharmaceuticals in the environment? A review. *Environmental Chemistry Letters*, 19(4), 3115-3138.
- Chiavola, A., Di Marcantonio, C., Porretti, A. N., Scagnetti, S., Ciuchi, V., Boni, M. R., ... & Gioia, V. (2025). Application of adsorption and ozonation as quaternary treatment of WWTP effluent for the removal of contaminants of emerging concern: Results from laboratory scale experiments. *Journal of Hazardous Materials Advances*, 18, 100665.
- Correa-Navarro, Y. M., Moreno-Piraján, J. C., & Giraldo, L. (2022). Competitive adsorption of caffeine and diclofenac sodium onto Biochars derived from fique bagasse: an immersion calorimetry study. *ACS omega*, 8(2), 1967-1978.
- Czech, B., Kończak, M., Rakowska, M., & Oleszczuk, P. (2021). Engineered biochars from organic wastes for the adsorption of diclofenac, naproxen and triclosan from water systems. *Journal of Cleaner Production*, 288, 125686.
- Darweesh, T. M., & Ahmed, M. J. (2017). Adsorption of ciprofloxacin and norfloxacin from aqueous solution onto granular activated carbon in fixed bed column. *Ecotoxicology and environmental safety*, 138, 139-145.
- de Franco, M. A. E., de Carvalho, C. B., Bonetto, M. M., de Pelegrini Soares, R., & Féris, L. A. (2017). Removal of amoxicillin from water by adsorption onto activated carbon in batch process and fixed bed column: kinetics, isotherms, experimental design and breakthrough curves modelling. *Journal of Cleaner Production*, 161, 947-956.
- Décima, M. A., Marzeddu, S., Barchiesi, M., Di Marcantonio, C., Chiavola, A., & Boni, M. R. (2021). A review on the removal of carbamazepine from aqueous solution by using activated carbon and biochar. *Sustainability*, 13(21), 11760.

EBC (2012-2025) 'European Biochar Certificate - Guidelines for a Sustainable Production of Biochar.' Carbon Standards International (CSI), Frick, Switzerland. (<http://carbon-standards.com/ebc>). Version 10.5E from 14th August 2025

Ehalt Macedo, H., Lehner, B., Nicell, J., Grill, G., Li, J., Limtong, A., & Shakya, R. (2022). Distribution and characteristics of wastewater treatment plants within the global river network. *Earth System Science Data*, 14(2), 559-577.

Elizalde-González, M. P., Mattusch, J., Peláez-Cid, A. A., & Wennrich, R. (2007). Characterization of adsorbent materials prepared from avocado kernel seeds: Natural, activated and carbonized forms. *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*, 78(1), 185-193.

Enaime, G., Baçaoui, A., Yaacoubi, A., & Lübken, M. (2020). Biochar for wastewater treatment—conversion technologies and applications. *Applied Sciences*, 10(10), 3492.

European Biochar Certificate (EBC). (2025, August 14). *European Biochar Certificate - Guidelines for a sustainable production of biochar* (Version 10.5E). Carbon Standards International (CSI). <https://www.carbon-standards.com/ebc>

European Commission. (2022). Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning urban wastewater treatment (recast). *COM (2022) 541 final*.

Filep, T., Szabó, L., Kondor, A. C., Jakab, G., & Szalai, Z. (2021). Evaluation of the effect of the intrinsic chemical properties of pharmaceutically active compounds (PhACs) on sorption behaviour in soils and goethite. *Ecotoxicology and Environmental Safety*, 215, 112120.

Golie, W. M., & Upadhyayula, S. (2016). Continuous fixed-bed column study for the removal of nitrate from water using chitosan/alumina composite. *Journal of Water Process Engineering*, 12, 58-65.

Guo, X., Yang, C., Wu, Y., & Dang, Z. (2014). The influences of pH and ionic strength on the sorption of tylosin on goethite. *Environmental Science and Pollution Research*, 21(4), 2572-2580.

Hai, F. I., Yang, S., Asif, M. B., Sencadas, V., Shawkat, S., Sanderson-Smith, M., ... & Yamamoto, K. (2018). Carbamazepine as a possible anthropogenic marker in water: occurrences, toxicological effects, regulations and removal by wastewater treatment technologies. *Water*, 10(2), 107.

- Halalsheh, N., Alshboul, O., Shehadeh, A., Al Mamlook, R. E., Al-Othman, A., Tawalbeh, M., ... & Papelis, C. (2022). Breakthrough curves prediction of selenite adsorption on chemically modified zeolite using boosted decision tree algorithms for water treatment applications. *Water*, 14(16), 2519.
- Hong, H., Liu, C., & Li, Z. (2023). Chemistry of soil-type dependent soil matrices and its influence on behaviors of pharmaceutical compounds (PCs) in soils. *Heliyon*, 9(12).
- Huang, J., Zimmerman, A. R., Chen, H., Wan, Y., Zheng, Y., Yang, Y., ... & Gao, B. (2022). Fixed bed column performance of Al-modified biochar for the removal of sulfamethoxazole and sulfapyridine antibiotics from wastewater. *Chemosphere*, 305, 135475.
- Hui, M., Shengyan, P., Yaqi, H., Rongxin, Z., Anatoly, Z., & Wei, C. (2018). A highly efficient magnetic chitosan “fluid” adsorbent with a high capacity and fast adsorption kinetics for dyeing wastewater purification. *Chemical Engineering Journal*, 345, 556-565.
- Islam, M. R., & Mostafa, M. G. (2018). Textile dyeing effluents and environment concerns-a review. *Journal of Environmental Science and Natural Resources*, 11(1-2), 131-144.
- Jacobson, R., De La Torre Ugarte, D., Kline, K. L., & Jones, S. (2024). *Mapping and Synthesis of International Biomass Supply Assessments* (No. ORNL/TM-2024/3498). Oak Ridge National Laboratory (ORNL), Oak Ridge, TN (United States).
- Jaria, G., Calisto, V., Silva, C. P., Gil, M. V., Otero, M., & Esteves, V. I. (2019). Fixed-bed performance of a waste-derived granular activated carbon for the removal of micropollutants from municipal wastewater. *Science of the Total Environment*, 683, 699-708.
- Jung, C., Park, J., Lim, K. H., Park, S., Heo, J., Her, N., ... & Yoon, Y. (2013). Adsorption of selected endocrine disrupting compounds and pharmaceuticals on activated biochars. *Journal of Hazardous Materials*, 263, 702-710.
- Jung, K. W., Jeong, T. U., Choi, J. W., Ahn, K. H., & Lee, S. H. (2017). Adsorption of phosphate from aqueous solution using electrochemically modified biochar calcium-alginate beads: Batch and fixed-bed column performance. *Bioresource Technology*, 244, 23-32.
- Kainth, S., Sharma, P., & Pandey, O. P. (2024). Green sorbents from agricultural wastes: A review of sustainable adsorption materials. *Applied Surface Science Advances*, 19, 100562.

- Khan, I., Saeed, K., Zekker, I., Zhang, B., Hendi, A. H., Ahmad, A., ... & Khan, I. (2022b). Review on methylene blue: its properties, uses, toxicity and photodegradation. *Water*, *14*(2), 242.
- Khan, S., Naushad, M., Govarthan, M., Iqbal, J., & Alfadul, S. M. (2022a). Emerging contaminants of high concern for the environment: Current trends and future research. *Environmental Research*, *207*, 112609.
- Kinney, C. A., Furlong, E. T., Kolpin, D. W., Burkhardt, M. R., Zaugg, S. D., Werner, S. L., ... & Benotti, M. J. (2008). Bioaccumulation of pharmaceuticals and other anthropogenic waste indicators in earthworms from agricultural soil amended with biosolid or swine manure. *Environmental Science & Technology*, *42*(6), 1863-1870.
- Kodešová, R., Kočárek, M., Klement, A., Golovko, O., Koba, O., Fer, M., ... & Grabic, R. (2016). An analysis of the dissipation of pharmaceuticals under thirteen different soil conditions. *Science of the Total Environment*, *544*, 369-381.
- Kosek, K., Luczkiewicz, A., Fudala-Książek, S., Jankowska, K., Szopińska, M., Svahn, O., ... & Björklund, E. (2020). Implementation of advanced micropollutants removal technologies in wastewater treatment plants (WWTPs)-Examples and challenges based on selected EU countries. *Environmental science & policy*, *112*, 213-226.
- Központi Statisztikai Hivatal. (2024). *Települések infrastrukturális ellátottsága, 2023*. Központi Statisztikai Hivatal. <https://www.ksh.hu/s/kiadvanyok/telepulesek-infrastrukturalis-ellatottsaga-2023/index.html>
- Krishnani, K. K., Meng, X., Christodoulatos, C., & Boddu, V. M. (2008). Biosorption mechanism of nine different heavy metals onto biomatrix from rice husk. *Journal of hazardous materials*, *153*(3), 1222-1234.
- Krisztina, L. (2011). *Felületek fizikai kémiája*. In Egyetemi tananyag. Typotex Kiadó. <https://edu.interkonyv.hu/konyvek/feluletek-fizikai-kemiaja/>
- Kumar, M., Sridharan, S., Sawarkar, A. D., Shakeel, A., Anerao, P., Mannina, G., ... & Pandey, A. (2023). Current research trends on emerging contaminants pharmaceutical and personal care products (PPCPs): A comprehensive review. *Science of the Total Environment*, *859*, 160031.

- Kumari, S., Agarwal, S., Kumar, M., Sharma, P., Kumar, A., Hashem, A., ... & Garg, M. C. (2025). An exploration of RSM, ANN, and ANFIS models for methylene blue dye adsorption using *Oryza sativa* straw biomass: a comparative approach. *Scientific Reports*, *15*(1), 2979.
- Kumkum, P., & Kumar, S. (2020). Evaluation of lead (Pb (II)) removal potential of biochar in a fixed-bed continuous flow adsorption system. *Journal of Health and Pollution*, *10*(28), 201210.
- Kümmerer, K. (2009). The presence of pharmaceuticals in the environment due to human use-present knowledge and future challenges. *Journal of environmental management*, *90*(8), 2354-2366.
- László, K. (2021, december 1.). *Felületek fizikai kémiája* [Elektronikus jegyzet]. Typotex Kiadó. <https://edu.interkonyv.hu/konyvek/feluletek-fizikai-kemiaja/>
- Lember, E., & Kuusik, A. (2020). *GUIDELINES FOR THE SELECTION OF TERTIARY WASTEWATER TREATMENT TECHNOLOGY*.
- Liu, J. L., & Wong, M. H. (2013). Pharmaceuticals and personal care products (PPCPs): a review on environmental contamination in China. *Environment international*, *59*, 208-224.
- Liu, P., Boffa, L., & Cravotto, G. (2025). Review on the Adsorption Removal of Contaminants from Wastewater Using Biochar Derived from Agricultural Waste.
- Liu, Z., Dugan, B., Masiello, C. A., Barnes, R. T., Gallagher, M. E., & Gonnermann, H. (2016). Impacts of biochar concentration and particle size on hydraulic conductivity and DOC leaching of biochar-sand mixtures. *Journal of Hydrology*, *533*, 461-472.
- Lonappan, L., Brar, S. K., Das, R. K., Verma, M., & Surampalli, R. Y. (2016). Diclofenac and its transformation products: environmental occurrence and toxicity-a review. *Environment international*, *96*, 127-138.
- Lonappan, L., Rouissi, T., Brar, S. K., Verma, M., & Surampalli, R. Y. (2018). An insight into the adsorption of diclofenac on different biochars: Mechanisms, surface chemistry, and thermodynamics. *Bioresource technology*, *249*, 386-394.
- Luo, Y., Guo, W., Ngo, H. H., Nghiem, L. D., Hai, F. I., Zhang, J., ... & Wang, X. C. (2014). A review on the occurrence of micropollutants in the aquatic environment and their fate and removal during wastewater treatment. *Science of the total environment*, *473*, 619-641.

- Manzoor, M. F., Tariq, T., Fatima, B., Sahar, A., Tariq, F., Munir, S., ... & Ibrahim, S. A. (2022). An insight into bisphenol A, food exposure and its adverse effects on health: A review. *Frontiers in nutrition*, *9*, 1047827.
- Matharage, H., Jayaweera, M., Bandara, N., Manatunge, J., Jayawardana, D., & Dissanayake, J. (2025). Fixed-bed column studies on the adsorption of bisphenol A from aqueous solutions using chemically activated king coconut biochar. *Discover Chemical Engineering*, *5*(1), 9.
- Michalak, I., Chojnacka, K., & Witek-Krowiak, A. (2013). State of the art for the biosorption process—a review. *Applied biochemistry and biotechnology*, *170*(6), 1389-1416.
- Mo, J., Yang, Q., Zhang, N., Zhang, W., Zheng, Y., & Zhang, Z. (2018). A review on agro-industrial waste (AIW) derived adsorbents for water and wastewater treatment. *Journal of environmental management*, *227*, 395-405.
- Molebatsi, M., Nkoane, B., Keroletswe, N., Chigome, S., & Kabomo, M. T. (2025). The Use of Biosorbents in Water Treatment. *Environments*, *12*(9), 302.
- Mujtaba, M., Fraceto, L. F., Fazeli, M., Mukherjee, S., Savassa, S. M., de Medeiros, G. A., ... & Vilaplana, F. (2023). Lignocellulosic biomass from agricultural waste to the circular economy: a review with focus on biofuels, biocomposites and bioplastics. *Journal of cleaner production*, *402*, 136815.
- Mutavdžić Pavlović, D., Ćurković, L., Grčić, I., Šimić, I., & Župan, J. (2017). Isotherm, kinetic, and thermodynamic study of ciprofloxacin sorption on sediments. *Environmental Science and Pollution Research*, *24*(11), 10091-10106.
- Myers, T. G., Cabrera-Codony, A., & Valverde, A. (2023). On the development of a consistent mathematical model for adsorption in a packed column (and why standard models fail). *International Journal of Heat and Mass Transfer*, *202*, 123660.
- Nazari, G., Abolghasemi, H., Esmaili, M., & Pouya, E. S. (2016). Aqueous phase adsorption of cephalexin by walnut shell-based activated carbon: A fixed-bed column study. *Applied Surface Science*, *375*, 144-153.
- Nguyen, M. K., Lin, C., Nguyen, H. L., Hung, N. T. Q., La, D. D., Nguyen, X. H., ... & Nguyen, D. D. (2023). Occurrence, fate, and potential risk of pharmaceutical pollutants in agriculture: Challenges and environmentally friendly solutions. *Science of The Total Environment*, *899*, 165323.

- Okolie, J. A., Nanda, S., Dalai, A. K., & Kozinski, J. A. (2021). Chemistry and specialty industrial applications of lignocellulosic biomass. *Waste and Biomass Valorization*, *12*(5), 2145-2169.
- Ortúzar, M., Esterhuizen, M., Olicón-Hernández, D. R., González-López, J., & Aranda, E. (2022). Pharmaceutical pollution in aquatic environments: a concise review of environmental impacts and bioremediation systems. *Frontiers in microbiology*, *13*, 869332.
- Panwar, N. L. (2024). Pyrolysis technologies for biochar production in waste management: a review. *Clean Energy*, *8*(4), 61-78.
- Panwar, N. L., Pawar, A., & Salvi, B. L. (2019). Comprehensive review on production and utilization of biochar. *SN Applied Sciences*, *1*(2), 168.
- Patel, H. (2019). Fixed-bed column adsorption study: a comprehensive review. *Applied Water Science*, *9*(3), 45.
- Patel, H. (2022). Comparison of batch and fixed bed column adsorption: a critical review. *International Journal of Environmental Science and Technology*, *19*(10), 10409-10426.
- Patel, H., & Vashi, R. T. (2015). Characterization and column adsorptive treatment for cod and color removal using activated neem leaf powder from textile wastewater. *Journal of Urban and Environmental Engineering*, *9*(1), 45-53.
- Pathare, B. E. B. E. E., Tambe, V. R. U. S. H. A. L. I., & Patil, V. (2014). A review on various analytical methods used in determination of dissociation constant. *Int. J. Pharm. Pharm. Sci*, *6*(8), 26-34.
- Peng, Q., Song, J., Li, X., Yuan, H., Liu, M., Duan, L., & Zuo, J. (2020). Pharmaceutically active compounds (PhACs) in surface sediments of the Jiaozhou Bay, north China. *Environmental Pollution*, *266*, 115245.
- Pereira, L., & Alves, M. (2011). Dyes—environmental impact and remediation. In *Environmental protection strategies for sustainable development* (pp. 111-162). Dordrecht: Springer Netherlands.
- Pérez-Lucas, G., & Navarro, S. (2024). How pharmaceutical residues occur, behave, and affect the soil environment. *Journal of Xenobiotics*, *14*(4), 1343-1377.

Piai, L., Dykstra, J. E., Adishakti, M. G., Blokland, M., Langenhoff, A. A., & van der Wal, A. (2019). Diffusion of hydrophilic organic micropollutants in granular activated carbon with different pore sizes. *Water research*, *162*, 518-527.

Rafati, L., Ehrampoush, M. H., Rafati, A. A., Mokhtari, M., & Mahvi, A. H. (2019). Fixed bed adsorption column studies and models for removal of ibuprofen from aqueous solution by strong adsorbent Nano-clay composite. *Journal of Environmental Health Science and Engineering*, *17*(2), 753-765.

Rouquerol, J., Rouquerol, F., Llewellyn, P., Maurin, G., & Sing, K. (2013). *Adsorption by powders and porous solids: principles, methodology and applications*. Academic press.

Rout, P. R., Zhang, T. C., Bhunia, P., & Surampalli, R. Y. (2021). Treatment technologies for emerging contaminants in wastewater treatment plants: A review. *Science of the Total Environment*, *753*, 141990.

Sakhiya, A. K., Anand, A., & Kaushal, P. (2020). Production, activation, and applications of biochar in recent times. *Biochar*, *2*(3), 253-285.

Satyam, S., & Patra, S. (2024). Innovations and challenges in adsorption-based wastewater remediation: A comprehensive review. *Heliyon*, *10*(9).

Segers, B., Nimmegeers, P., Spiller, M., Tofani, G., Jasiukaitytė-Grojzdek, E., Dace, E., ... & Billen, P. (2024). Lignocellulosic biomass valorisation: a review of feedstocks, processes and potential value chains and their implications for the decision-making process. *RSC sustainability*, *2*(12), 3730-3749.

Sharma, S., Tsai, M. L., Sharma, V., Sun, P. P., Nargotra, P., Bajaj, B. K., ... & Dong, C. D. (2022). Environment friendly pretreatment approaches for the bioconversion of lignocellulosic biomass into biofuels and value-added products. *Environments*, *10*(1), 6.

Singh, N. K., Sanghvi, G., Yadav, M., Padhiyar, H., Christian, J., & Singh, V. (2023). Fate of pesticides in agricultural runoff treatment systems: Occurrence, impacts and technological progress. *Environmental Research*, *237*, 117100.

Sollic, M., Roy-Lachapelle, A., Gasser, M. O., Coté, C., Généreux, M., & Sauvé, S. (2016). Fractionation and analysis of veterinary antibiotics and their related degradation products in agricultural soils and drainage waters following swine manure amendment. *Science of the Total Environment*, *543*, 524-535.

Sotelo, J. L., Ovejero, G., Rodríguez, A., Álvarez, S., & García, J. (2013). Analysis and modeling of fixed bed column operations on flumequine removal onto activated carbon: pH influence and desorption studies. *Chemical engineering journal*, 228, 102-113.

Sousa, É. M., Otero, M., Gil, M. V., Pereira, G., Veríssimo, M. I., Ferreira, P., ... & Calisto, V. (2024). Surface coupling of molecularly imprinted polymers as strategy to improve sulfamethoxazole removal from water by carbons produced from spent brewery grain. *Chemosphere*, 364, 143102.

Stefanovits P. Filep Gy. & Füleky Gy. (1999). Talajtan. *Mezőgazda Kiadó, Budapest*.

Sun, L., Wan, S., & Luo, W. (2013). Biochars prepared from anaerobic digestion residue, palm bark, and eucalyptus for adsorption of cationic methylene blue dye: characterization, equilibrium, and kinetic studies. *Bioresource technology*, 140, 406-413.

Szabó, L. (2022). *Gyógyszerhatóanyagok adszorpciós-deszorpciós folyamataira ható tényezők vizsgálata talajokban* [Doktori (PhD) értekezés, Eötvös Loránd Tudományegyetem]. ELTE EDIT. <https://doi.org/10.15476/ELTE.2022.047>

Szabó, L., Szalai, Z., Kondor, A. C., Vancsik, A., Vajna, B., Maller, C. L., ... & Bauer, L. (2025). Soil organic matter decomposition as a key driver of pharmaceutical retention. *Journal of Environmental Management*, 394, 127492.

Szabó, L., Vancsik, A., Bauer, L., Jakab, G., Király, C., Hatvani, I. G., ... & Szalai, Z. (2024). Effects of root-derived organic acids on sorption of pharmaceutically active compounds in sandy topsoil. *Chemosphere*, 355, 141759.

Tang, K. H. D. (2024). Valorization of organic waste as biosorbents for wastewater treatment. *Water Emerging Contaminants & Nanoplastics*, 3(4), N-A.

Tian, Y., Gao, B., Morales, V. L., Chen, H., Wang, Y., & Li, H. (2013). Removal of sulfamethoxazole and sulfapyridine by carbon nanotubes in fixed-bed columns. *Chemosphere*, 90(10), 2597-2605.

Tomul, F., Arslan, Y., Kabak, B., Trak, D., Kendüzler, E., Lima, E. C., & Tran, H. N. (2020). Peanut shells-derived biochars prepared from different carbonization processes: comparison of characterization and mechanism of naproxen adsorption in water. *Science of the Total Environment*, 726, 137828.

- Tyagi, U., & Anand, N. (2024). Sustainable and low-cost biomass derived adsorbents for the removal of toxic contaminants from wastewater: Approaches and future perspective. *Waste Management Bulletin*, 2(2), 308-325.
- Vasilachi, I. C., Asiminicesei, D. M., Fertu, D. I., & Gavrilescu, M. (2021). Occurrence and fate of emerging pollutants in water environment and options for their removal. *Water*, 13(2), 181.
- Velmurugan, R., & Incharoensakdi, A. (2018). Nanoparticles and organic matter: process and impact. In *Nanomaterials in Plants, Algae, and Microorganisms* (pp. 407-428). Academic Press.
- Viswanthan, S. P., Neelamury, S. P., Parakkuzhiyil, S., Njzhakunnathu, G. V., Sebastian, A., Padmakumar, B., & Ambatt, T. P. (2022). Removal efficiency of methylene blue from aqueous medium using biochar derived from *Phragmites karka*, a highly invasive wetland weed. *Biomass conversion and biorefinery*, 12(8), 3257-3273.
- Xu, Y., Yu, X., Xu, B., Peng, D., & Guo, X. (2021). Sorption of pharmaceuticals and personal care products on soil and soil components: Influencing factors and mechanisms. *Science of the Total Environment*, 753, 141891.
- Yang, Y., Zhang, X., Jiang, J., Han, J., Li, W., Li, X., ... & Alvarez, P. J. (2021). Which micropollutants in water environments deserve more attention globally?. *Environmental Science & Technology*, 56(1), 13-29.
- Yu, C., Bahashi, J., & Bi, E. (2019). Mechanisms and quantification of adsorption of three anti-inflammatory pharmaceuticals onto goethite with/without surface-bound organic acids. *Chemosphere*, 222, 593-602.
- Yu, F., Li, Y., Han, S., & Ma, J. (2016). Adsorptive removal of antibiotics from aqueous solution using carbon materials. *Chemosphere*, 153, 365-385.
- Yusuf, M. (2019). Synthetic dyes: a threat to the environment and water ecosystem. *Textiles and clothing*, 11-26.
- Zeghioud, H., Fryda, L., Mahieu, A., Visser, R., & Kane, A. (2022). Potential of flax shives and beech wood-derived biochar in methylene blue and carbamazepine removal from aqueous solutions. *Materials*, 15(8), 2824.

Zhang, Y., Geißen, S. U., & Gal, C. (2008). Carbamazepine and diclofenac: removal in wastewater treatment plants and occurrence in water bodies. *Chemosphere*, 73(8), 1151-1161.

Zhang, Y., Price, G. W., Jamieson, R., Burton, D., & Khosravi, K. (2017). Sorption and desorption of selected non-steroidal anti-inflammatory drugs in an agricultural loam-textured soil. *Chemosphere*, 174, 628-637.

Zhao, Y., Qi, K., & Pan, J. (2023). Efficient corn straw and poplar leaf biochar-based adsorbents for the eradication of methylene blue from aqueous solutions. *Desalination and Water Treatment*, 303, 236-244.

Zhou, P., Li, X., Zhou, J., Peng, Z., Shen, L., & Li, W. (2023). Insights of the adsorption mechanism of methylene blue on biochar from phytoextraction residues of *Citrus aurantium* L.: Adsorption model and DFT calculations. *Journal of Environmental Chemical Engineering*, 11(5), 110496.

9. Ábrajegyzék

1. ábra: A vizsgálat céljából választott szerves mikroszennyezők csoportosítása (Forrás: Szávai 2025)	4
2. ábra: A vizsgálat céljából választott gyógyszerhatóanyagok csoportosítása (Forrás: Szávai 2025) ..	5
3. ábra: A festékanyagok csoportosítása az alkalmazási terület, a kémiai szerkezet, a fényvel való kölcsönhatás és az oldhatóság szerint (Forrás: Szávai 2025 Alegbe & Uthman 2024 és Islam & Mostafa 2018 nyomán).....	8
4. ábra: A szerves mikroszennyezők transzportfolyamatai a környezetben (Forrás: Szávai 2025 Pérez-Lucas & Navarro 2024 nyomán)	16
5. ábra: A tisztított települési szennyvíz tisztítási lépcsők szerinti megoszlása Magyarországon (2010–2023) (Forrás: KSH 2024).....	21
6. ábra: A lignocellulóz szerkezete (Forrás: Velmurugan & Incharoensakdi 2018)	24
7. ábra: Az MFS moduláris felépítésű acélszerkezete (Forrás: Szávai 2025)	35
8. ábra: Az MB (metilénkék), a CBZ (karbamazepin), a DFC (diklofenák), az EE2 (etinilösztadiol), az E2 (ösztadiol) és a BPA (biszfenol A) áttörési görbéinek felfutása az FF (faforgács), az FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek függvényében (Forrás: Szávai 2025)	46
9. ábra: A vizsgált szerves mikroszennyezők áttörési görbéinek összehasonlítása az FF (faforgács), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) szerinti csoportosításban (Forrás: Szávai 2025).....	48
10. ábra: Az MB (metilénkék) eltávolítási hatékonyságának (R_t) és fajlagos adszorpciós kapacitásának (q_t) időbeli változása az FF (faforgács), az FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), és az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek esetében (Forrás: Szávai 2025)	51
11. ábra: A CBZ (karbamazepin) és a DFC (diklofenák) eltávolítási hatékonyságának (R_t) és fajlagos adszorpciós kapacitásának (q_t) időbeli változása az FF (faforgács), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek esetében (Forrás: Szávai 2025).....	53
12. ábra: Az FF (faforgács), az FF+BC10 (faforgács + 10 m/m % bioszén), és az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek teljes eltávolítási hatékonyságának (R) összehasonlítása az MB (metilénkék) esetében (Forrás: Szávai 2025)	54
13. ábra: Az FF (faforgács), az FF+BC33 (faforgács + 33 m/m % bioszén), és az FF+BC63 (faforgács + 63 m/m % bioszén) adszorbenskeverékek teljes eltávolítási hatékonyságának (R) összehasonlítása a DFC (diklofenák) és a CBZ (karbamazepin) esetében (Forrás: Szávai 2025)	55

10. Táblázatjegyzék

1. táblázat: A gyógyszerhatóanyagok fő szennyezési forrásai a kommunális és az ipari források szerint csoportosítva (Caban & Stepnowski 2021)	6
2. táblázat: Az adszorpciós kapacitást befolyásoló fiziko-kémiai tényezők és direkt hatásaik (Forrás: Satyam & Patra 2024)	13
3. táblázat: A cellulóz, a hemicellulóz és a lignin százalékos megoszlása a különböző biomasszában (Forrás: Segers et al. 2024).....	23
4. táblázat: A bioszorbensek limitációi és azok lehetséges megoldásai (Forrás: Molebatsi et al. 2025)	26
5. táblázat: A különböző termokémiai eljárások során várható szénhozamok a hőmérséklettartomány, a tartózkodási idő és a felfűtési sebesség függvényében (Forrás: Ahmed et al. 2016)	29
6. táblázat: A metilénkék (MB), az etinilösztadiol (EE2), az ösztadiol (E2), a karbamazepin (CBZ), a diklofenák (DFC) és a biszfenol A (BPA) fiziko-kémiai tulajdonságai pH = 7,00 értéken (Forrás: MarvinSketch, Chemaxon; Szávai 2025).....	34
7. táblázat: A fixed-bed adszorpciós kísérletek főbb kísérleti paraméterei az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)	37
8. táblázat: A kísérletek során kapott áttörési- (t_b), telítési idők (t_{sat}) és a kísérleti paraméterek az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025).....	45
9. táblázat: Az idő szerint vizsgált eltávolítási hatékonyság (R_t) minimumai, és a fajlagos maximális adszorpciós kapacitás (q_t) maximumai az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025).....	50
10. táblázat: A maximális adszorpciós kapacitás (q_{total}) összehasonlítása az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025)	56
11. táblázat: A nemlineáris Thomas-modell illesztési- és hibamutatói az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025).....	59
12. táblázat: A lineáris Thomas-modell illesztési- és hibamutatói az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025).....	60
13. táblázat: A lineáris MDR-modell illesztési- és hibamutatói az adszorbenstípusok és vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025).....	61
14. táblázat: A nemlineáris Thomas-modell paraméterei az adszorbenstípusok és a vizsgált szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025).....	63
15. táblázat: A lineáris MDR-modell paraméterei az adszorbenstípusok és a szerves mikroszennyezők szerint (Forrás: Szávai 2025).....	64

11. Nyilatkozatok

NYILATKOZAT

SZÁVAI PÉTER (név) (hallgató Neptun azonosítója: G88K5V)
konzulenseként nyilatkozom arról, hogy a diplomadolgozatot áttekintettem, a hallgatót az irodalmi források korrekt kezelésének követelményeiről, jogi és etikai szabályairól tájékoztattam.

A diplomadolgozatot a záróvizsgán történő védelemre javaslom / nem javaslom.

A dolgozat állam- vagy szolgálati titkot tartalmaz: igen nem

Kelt: 2015 év 11 hó 06 nap



belső konzulens

KÜLSŐ KONZULENSI NYILATKOZAT

SZÁVAI PÉTER (név) (hallgató Neptun azonosítója: G88K5V)

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

Kelt: 2015 év 11 hó 06 nap



külső konzulens

NYILATKOZAT

a diplomadolgozat nyilvános hozzáféréséről és eredetiségéről

A hallgató neve: SZÁVAI PÉTER
A Hallgató Neptun kódja: G88K5V
A dolgozat címe: ZÖLDHULLADÉKOK ADZSORCIÓS TELJESÍTHETŐSÉGEK OPTIMALIZÁLÁS
FIXED-BED RENDSZERBEN
A megjelenés éve: 2015
A konzulens intézetének neve: VAJGAZDÁLKODÁSI ÉS TERMÉSZETVÉDELMI INTÉZET
A konzulens tanszékének a neve: TERMÉSZETVÉDELMI ÉS VAJGAZDÁLKODÁSI 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 valótlan 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 mindenkori 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 eltelte után nyilvánosan elérhető és kereshető lesz az Egyetem könyvtári repozitori rendszerében.

Kelt: 2015 év 11 hó 06 nap


Hallgató aláírása

Hallgatók, doktoranduszok nyilatkozata mesterséges intelligencia (MI) alkalmazásáról

1. Általános adatok

Hallgató neve:	SZÁVAI PÉTER
Neptun-kódja:	G88K5V
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*:	DIPLOMADOLGOZAT
A munka címe:	ZÖLDHULLADÉKOK ROBOTIKÁS TELJESÍTHETŐSÉGEK OPTIMALIZÁLÁSA FINED-ÚJED REJDSZERBEN

* 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)

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 MI-eszköz neve, verziója, elérhetősége	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:BUDAPEST....., 2025.11..... hó 06.. nap



Hallgató aláírása



Konzulens/Témavezető aláírása