

A szerves mikroszennyezők sorsa a szennyvíztisztítóknál

A szennyvíztisztítás elsődleges célja az egészség védelme, a patogénciklus megállítása, valamint az ökoszisztéma biztonsága és a befogadó víztestek védelme. A szabályozás alá eső anyagok, például szerves anyagok, növényi tápanyagok, patogének eltávolítása általában megvalósul, és koncentrációjukat a szabályozási szint alatt lehet tartani a szennyvíztelepi elfolyókban, ezáltal a befogadót tehermentesíthetjük. A szerves mikroszennyezők azonban nem távolíthatók el teljes mértékben a szennyvíztisztítás folyamán, így azok egyik legjelentősebb pontforrása a szennyvíztisztító telepekből kifolyó tisztított szennyvizek. Különösen az új szennyezőket övezi aggodalom, amelyekre nincsenek határértékek, illetve a hagyományos szennyvíztisztítási módszerekkel nem távolíthatók el gazdaságosan. A szennyezők jelentős hányada bár a tisztítás során a szennyvízből kiválasztásra kerül, de gyakran az iszapban marad, és a hagyományos iszapkezelési módszerek, például komposztálás, biogáztermelés sem bontja el teljesen, így trágyaként való felhasználása a mezőgazdaságban további mikroszennyező-forrás.

A mikroszennyezők eltávolításának alapvető módjai

A legtöbb kommunális szennyvíztisztítót elsősorban a szén-, nitrogén- és foszfortartalmú szerves anyagok eltávolítására tervezték, nem volt cél a szerves mikroszennyezők eltávolítása, különösen nem a perzisztens és toxikus mikroszennyezők eltávolítása.

A szennyvíztisztítás során az *elsődleges* vagy *mechanikai tisztítási fokozat* célja a lebegő és ülepedő szilárd anyagok (zsír, olaj, homok) *fizikai* eltávolítása. A hidrofób mikroszennyezők erősen kötődhetnek az előüleptetőből származó primer iszaphoz, ezért részben eltávolíthatók az oldott fázisból a folyamat során [63].

A *másodlagos fokozat* vagy *biológiai tisztítási fokozat* fő célja a szerves anyagok és/vagy a tápanyagok eltávolítása *biológiai* folyamatok segítségével (például aerob vagy anaerob rendszerekben). Ebben a lépcsőben a mikroszennyezők egy része vagy teljesen (mineralizáció) lebomlik, vagy részben, átalakulási termékekké bomlik.

A *harmadlagos fokozat* a tisztított víz befogadóba engedése előtti kezeléseket jelenti. A mechanikai és biológiai folyamatok ellenére mindig maradhatnak olyan komponensek a tisztított szennyvízben, amelyek veszélyt jelenthetnek a befogadóra. A harmadlagos tisztítási fokozat célja a patogének, a különböző nitrogénformák (ammónium, nitrát) és a foszfát eltávolítása, amely jellemzően kémiai (vegyszeres foszforkicsapítás, UV-fertőtlenítés stb.) és biológiai (például baktériumokkal, mikroalgákkal [64]) folyamatok eredménye.

A *negyedleges tisztítási fokozatok* a befogadók fokozottabb érdekében az *antropogén eredetű mikroszennyezők mennyiségének csökkentését célozzák*, mivel a szerves mikroszennyezők az elsődleges, másodlagos és harmadlagos tisztítási fázis során nem távolíthatók el teljesen. A negyedleges fokozat lehet kémiai (például kicsapítás, oxidáció), fizikai (membránszűrés, aktív szén), vagy akár biológiai (például nehézfémmegkötés mikroalgákkal).

A különböző fokozatokban használt három alapvető eltávolítási mód a fizikai, a kémiai és a biológiai elimináció, amelyeket az alábbiakban részletezünk.

Fizikai eltávolítás

A szennyvíztisztítás előmechanikai részében a durva rács eltávolítja (visszatartja) a 10 mm-nél nagyobb szennyezőket, a finomrács a 2-3 mm-nél nagyobbakat. A homokfogó leválasztja a 0,1 mm-nél nagyobb diszkrét szemcséket, a homokot és a zsírokat, majd az előülepítő a partikulált anyag (TSS, lebegőanyag) mintegy 60%-át távolítja el. Azonban a hagyományos technológiába integrálni kell szofisztikáltabb fizikai elven működő módszereket, amelyek gyakran utótisztítási lépésben alkalmazandók.

Aktív szén felületén a szerves szennyező anyagok adszorpciójával a legtöbb, alacsony és közepes molekulásúlyú szerves anyag hatékonyan eltávolítható a folyadékfázisból. Mind a granulált (GAC) és a por alakú (PAC) aktív szén elterjedt erre a célra. A por alakú aktív szenet igen hatékony megoldásnak tekinthetjük a legtöbb perzisztens szennyező eltávolítására. Az aktív szén előnye, hogy megfizethető, és mind folyamatosan, mind szezonálisan vagy alkalomszerűen is használható. A PAC előnye, hogy nagyobb összfelületet biztosít a megkötéshez. Hátránya, hogy könnyen telítődik, így a hatékonyság növelése szempontjából fontos jól megválasztani az alkalmazás helyét.

A *membránszűrés* olyan elválasztási folyamat, amely a membránok feligáteresztő tulajdonságán alapul, a vizet átereszt, és a membrán típusától függően visszatartja az oldott vagy szuszpendált anyagokat. A membránszűrés négy fő típusát különböztetjük meg: 1. mikroszűrés (MF), 2. ultaszűrés (UF), 3. nanoszűrés (NF), és 4. reverz ozmózis (RO). Bár a mikro- és ultaszűrők hatékonyan csökkentik a turbiditást, nem hatékonyak a szerves mikroszennyezők eltávolításában, mivel a pórusméretek jóval nagyobbak, mint a szennyezők molekulaméretei. A szerves mikroszennyezők mérete jellemzően 1000 Da alatti, néhány kivételtől eltekintve (például makrolid antibiotikumok) jellemzően 100–400 Da közötti. Ezzel szemben a mikro- és ultaszűrő membránok pórusmérete 10–500 ezer Da közötti, vagyis méret alapján ezek nem képesek visszatartani a szerves szennyezőket. A NF-membránok a >200 Da molekulaméretű, míg az RO-membránok a 100–150 Da molekulaméretű szennyező anyagokat jó hatékonysággal távolítják el [65]. Membránszűrést csak kevés országban alkalmaznak szennyvizek utótisztítására, de az NF- és RO-membránokat magas költségük miatt nem használják. Magyarországi membránszűrést alkalmazó szennyvíztisztító telepek: Oroszlány (2004), Karcag (2006), Hegyesd (2006), Budajenő (2008), Veresegyház (2012), Zsana (2012), Budakeszi (2015) [66].

A molekula mérete alapján történő eltávolítás mellett két másik eltávolítási mechanizmus, a töltés alapján történő eltávolítás és az adszorpció is hozzájárul a szerves mikroszennyezők eltávolításához. A membrán felületén található polimerek megkötik a szerves mikroszennyezőket, így azok kivonhatók a tisztítás során.

Fontos hangsúlyozni, hogy akármilyen hatékonyak a membránok, a megszárt szerves mikroszennyezőket csak visszatartják, esetleg koncentrálják, így azok további kezeléséről is gondoskodni kell.

A szerves mikroszennyezők eltávolítására ígéretesnek bizonyulnak a ciklodextrin alapú anyagok. A ciklodextrinek hat, hét vagy nyolc α -D-glükopiranoz egységből álló ciklikus oligoszacharidok. Felépítésüknek köszönhetően képesek növelni az oldhatóságot. Külső felületük poláris, így vízben oldódnak. Úgynevezett zárványkomplexeiket képesek képezni, ezáltal növelik

a hidrofób molekulák vízdékonyságát [67]. A polimer többször regenerálható anélkül, hogy hatékonyságából veszítene, és hatékonyságában sokszorosa az aktív szénnek, számos szerves mikroszennyezőt (peszticid, gyógyszermaradványok, biszfenol) hatékonyan távolított el környezeti koncentrációban [68]. A ciklodextrán alkalmazása még nem terjedt el, de ígéretesnek bizonyul a szerves mikroszennyezők eltávolításában.

Biológiai lebontás

A biológiai szennyvíztisztítás során a *biodegradáció* a domináns szerves mikroszennyező-eltávolítási mód, különösen a gyógyszerek és kozmetikai termékek (PPCP-k), EDC-k, műanyag lágyítók és a felületaktív anyagok eltávolításában. A mikroszennyezők biodegradációja két fő mechanizmussal mehet végbe, ezek a metabolizmus és a kometabolizmus (lásd 3. fejezet). A szennyvíztisztító rendszerekben a legtöbb szerves mikroszennyező nem a mikrobák anabolikus vagy katabolikus útjába lép be, hanem a mikrobák a környezetben megtalálható növekedési szubsztrátum felhasználásával építik fel sejtjeiket, mellékesen pedig enzimatikusan átalakítják a mikroszennyezőt olyan molekulává, amelyet a mikrobiális konzorcium másik tagja már képes metabolizálni és növekedési szubsztrátumként felhasználni (kometabolizmus). A szerves mikroszennyezők biodegradációval történő eltávolítása a szennyvíztisztítóknál pozitív összefüggést mutatott a magas ammóniumoxidációs aktivitással, feltehetően a nitrifikáló baktériumok széles metabolikus spektruma miatt.

A hagyományos *eleveniszapos* rendszerek nem biztosítanak hatékony eltávolítást a szerves mikroszennyezők nagy részére. A *kötött biomasszá*t tartalmazó, például fix- és úszóágyas rendszerek jobb alternatívák a hagyományos eleveniszapos rendszerhez képest, ahol a felületen a mikroorganizmusokból, törmelékekből, illetve a mikrobák által termelt extracelluláris polimerekből (EPS) álló biofilm alakul ki. Ez a rendszer több szempontból is hatékonyabb szerves-mikroszennyező-eltávolítást tesz lehetővé:

- javítja az oxigéntranszportot a szennyvízkezelés során, nagyobb nitrifikációs rátát és nagyobb biomassza-koncentrációt lehet elérni;
- hatékonyabb a szervesanyag-eltávolításban, viszonylag rövid HRT esetén is hosszú SRT (iszapkor) érhető el;
- lehetővé teszi a kis fajlagos mikrobaszaporulati sebességgel rendelkező mikroorganizmusok túlélését is;
- kevésbé érzékenyek a változó vagy szakaszos befolyásokra;
- kisebb reaktorméret és kisebb tér szükséges, mivel a biomassza koncentráltan van jelen.

A *biofiltráció* a szerves szennyezők eltávolításának hatékony módja, amelynek során az előkezelt szennyvizet szűrőn vagy oszlopon juttatják át, amelynek belsejében felszínhez kötődve találhatók a mikroorganizmusok. Specifikus baktériumtörzsek használhatók specifikus anyagok lebontásához. Az aktív szénszűrőkhöz képest előnyösebbek, mert a szerves szennyezőt nem csupán fizikai úton távolítják el, hanem a lebontását is elvégzik, és sokkal tovább megtartják adszorpciós kapacitásukat [69].

A biodegradációban legtöbbet a baktériumok hatását vizsgálták, azonban a gombák irányába is elmozdult. A ligninbontó gombákat vizsgálták laboratóriumi körülmények között, és hatékonyak bizonyultak több típusú szerves mikroszennyező lebontásában. Bár a lignin a cellulóz mellett a második leggyakoribb biopolimer, a legtöbb élőlény nem képes bontani. Bontását elsősorban gombák és egyes baktériumok végzik. A ligninbontó mikrobákkal végzett

vizsgálatok egyes mikroszennyezők bontásában is biztatóak, de használatuk a szennyvíztisztító telepeken még sok kérdést felvet, és további kutatást igényel [70].

Kémiai elimináció

A legjellemzőbb szennyvíztisztítási folyamatok során a tisztított szennyvízben szerves anyagok és patogének maradhatnak, amelyek eltávolításához és a víz fertőtlenítéséhez oxidálószerkeket alkalmaznak. A leggyakrabban használt vegyszerek, illetve oxidációs módszerek a klórozás, az ózonizálás, a hidrogén-peroxid és a klór-dioxid alkalmazása.

A *korszerű oxidációs folyamatok (AOP-k)* a toxikus szerves szennyező anyagok eltávolítását hatékonyabban végzik, mint a hagyományos fertőtlenítőszerkeket, azonban ezek sem egyformán hatékonyak minden mikroszennyező esetén. Az AOP-k jellemzően erős oxidálószerkeket használnak önmagukban vagy különböző kombinációban, például hidrogén-peroxidot (H_2O_2), ózont (O_3), katalizátort (vasion, elektródok, fémoxidok), sugárzást (UV, napfény, ultrahang). Ezeket a folyamatokat a biológiai kezelés előtt és után is alkalmazzák az eltávolítandó szennyező anyagok típusától függően.

Az AOP-folyamatok első lépésében reaktív oxigénformák, például hidroxilgyökök ($OH\cdot$) képződik. Ezek az erős oxidálószerkeket reakcióba lépnek a vízben oldott, nehezen lebontható szerves szennyező anyagokkal, majd azok oxidációját és viszonylag gyors lebomlását eredményezhetik.

Az O_3 közvetlenül, illetve közvetve, $OH\cdot$ gyökök keletkezésével képes a szennyező anyagok kémiai degradációjára. A kémiai átalakulás során előfordul, hogy a molekula nem bomlik, hanem toxikusabb átalakulási termékke alakul. Az ózonizálás gyakran eredményez oxidációs vagy fertőtlenítési mellékterméket, például N-nitrozo-dimetil-amint (NDMA) és bromátot [65].

Egyes szerves mikroszennyezők hatékonyan bomlanak le mind O_3 , mind $OH\cdot$ gyökök jelenlétében, például a naproxén, karbamazepin, az atrazin és meprobamat csak a reaktív $OH\cdot$ gyökökre érzékeny, míg mások, például a TCEP lágyítószer, égéskésleltető mind az ózonnak, mind az $OH\cdot$ gyököknek ellenáll [69].

Az UV/ H_2O_2 reakciók során a H_2O_2 katalízise történik UV-irradiáció hatására, amelynek hatására szintén $OH\cdot$ gyökök képződik.

A katalitikus folyamatok közül mind a homogén, mind a heterogén katalitikus reakciók hatékonyak lehetnek a szerves mikroszennyezők eltávolításában. A *homogén katalízis* során a katalizátor és a reaktáns ugyanabban a fázisban vannak. A *foto-Fenton reakció* a H_2O_2 katalitikus lebomlását jelenti ferro vassal savas pH-n és UV-Vis vagy napfény hatására, amelynek eredményeként $OH\cdot$ gyökök képződik. A foto-Fenton reakció igen hatékonyan képes eltávolítani az ellenálló szerves mikroszennyezőket komplex vizes környezetből [65]. A folyamat hátrányai közé tartozik a pH beállítása, az iszap elhelyezése, valamint a H_2O_2 és a katalizátor magas költsége.

A *heterogén katalízis* során a katalizátor és a reaktáns külön fázisban vannak, a reakció a határfelületen, a szilárd anyag felületén játszódik le. A folyamat lejátszódásához a reaktánsnak meg kell kötődnie a felületen, mint például az UV/ TiO_2 heterogén fotokatalízis során, amelynek során a szerves mikroszennyező lebomlik a fény által gerjesztett reaktív gyökök vagy a katalizátor felületén történő direkt oxidáció során [65].

A szerves mikroszennyezők eltávolítási hatékonysága a különböző szennyvíztisztító rendszerekben

Léteznek olyan megoldások, amelyek segítségével növelhető a szerves szennyező anyagok eltávolítási hatékonysága, de nincs egyetlen olyan megoldás, amely az összes szerves mikroszennyező eltávolítására megoldást nyújt.

Az alábbiakban a különböző szennyvíztisztítási technológiák CEC eltávolítási hatékonyságát mutatjuk be.

CAS- és MBR-rendszerek

A *hagyományos eleveniszapos (CAS, conventional activated sludge)* rendszerekben a fő eliminációs mechanizmus a biodegradáció és a bioszorpció. A mikroszennyezők lebontási hatékonysága számos tényezőtől függ, például iszapkortól (SRT), F/M tápanyag/mikroorganizmus tömegarányától (F/M, a levegőztetett, nem levegőztetett zónák elhelyezkedésétől, pH-tól és hőmérséklettől. A hosszabb SRT számos szerves mikroszennyező lebontásának a hatékonyságát növeli, például az eritromicinét, 17 α -etinil-ösztadiolét [71]. Az alacsony F/M arány növeli a mikrobiális diverzitást, a magas biomassa koncentráció pedig nagyobb stabilitást, és a lökésszerű terheléseknek jobb ellenállást biztosít, elősegíti a jobb mikroorganizmus – szerves szennyező kapcsolatot, amely segíti a lebomlást. Továbbá a szennyvíz hőmérséklete és a szezonális hőmérséklet-változások is fontos szerepet játszanak a szerves mikroszennyezők lebontásában. 15–20 °C között jobb eltávolítás jellemző, mint 10 °C alatt, illetve 45 °C felett [70, 71].

A szerves szennyező eltávolításának hatékonysága nagyban függ a hidraulikai tartózkodási idő HRT- és SRT-értékeitől. A legrosszabb teljesítményt HRT ≤ 7 óra, és SRT $\leq 1,9$ nap esetén figyelték meg [71].

Negatív elimináció olyan esetekben fordulhat elő, amikor a befolyó szennyvízben az adott mikroszennyező alacsonyabb mennyiségben van jelen, mint a tisztított szennyvízben. Ennek egyik oka, hogy a sok mikroszennyező-konjugátum, például glükuronidkonjugátumok formájában ürül a szervezetből, amelyet a mikroorganizmusok a szennyvízkezelés során visszaalakítanak kiindulási vegyületté, így a befolyó szennyvízben nem, de a szennyvízkifolyóban megjelenik (egyes EDC-k).

A *membrán bioreaktorok (MBR, membrane bioreactor)* kombinálják a biológiai tisztítást és a membránszűrést (általában mikro- és/vagy ultraszűrés), jellemzően hatékonyabbak a mikroszennyezők eltávolításában, mint a hagyományos eleveniszapos rendszerek.

Az MBR esetében is a biodegradáció és a szorpció a fő eltávolítási mechanizmus, nem a szűrés, azonban az eleveniszapos rendszerekhez képest a magasabb biomassa-koncentráció, a hosszabb iszapkor elősegíti a mikrobaközösség olyan összetételét, amely sikeresebben bontja le a biodegradációra kevésbé érzékeny szerves mikroszennyezőket. Azonban nem bizonyul hatékonyabbnak az eleveniszapos rendszerekhez képest például a hidrofil vegyületek esetében, amelyek a CAS-rendszerben is viszonylag jól bomlanak, illetve a biodegradációnak erősen ellenálló szerves szennyezőkkel szemben sem jelent előnyt. Az MBR előnye a hidrofób vegyületek ($\log K_{ow} > 3$) eltávolításában van, például diklofenák, EE2, E2, EHMC, azitromicin, tiallát, oxadiazon, amelyek szorpciója és rendszerben töltött ideje növeli az eltávolítási hatékonyságot [71]. Nem hidrofób esetekben a szorpció limitált, és elsősorban a biodegradáció a fő eltávolítási mechanizmus.

Mindkét rendszer hatékonyságának növelése érdekében különféle módosításokat teszteltek, amelyekkel növelhető a szerves mikroszennyezők lebontásának hatékonysága. A hibrid rendszerek a CAS- és MBR-rendszereket kombinálják más technológiákkal, például biofilm hordozókkal, fix- vagy úszóágyas növekedési rendszerekkel, keresztköttött enzimaggregátumokkal. Más esetekben a biológiai üzemeltetési körülmények (oxikus, anoxikus környezet) változtatásával próbálják növelni a biodegradáció hatékonyságát, illetve nem eleveniszap- vagy MBR-alapú kezelési módokat alkalmaznak [70].

Új lépcsők beépítése a hagyományos eleveniszapos rendszerbe, illetve az MBR-rendszerekbe minden esetben bizonyos szintű hatékonyságnövekedést jelentett a szerves mikroszennyezők eltávolításában, azonban az újabb lépcsők beépítése jellemzően csökkenti a folyamat hatékonyságát, így új lépcsők beépítésekor figyelembe kell venni a műszaki és anyagi következményeket is.

Úszóágyas biofilm reaktorok (MMBR)

A fő eliminációs mechanizmus a biodegradáció. Mivel alacsony szervesanyag-terheléssel működik, sokkal kevesebb fölösiszap keletkezik, így a fölösiszappal sem jut ki annyi szerves szennyező, mint a CAS- és MBR-rendszerek esetében. A mikroorganizmusok biofilm formájában növekednek, és a felszínként szolgáló hordozó közeg a rendszerben marad, így az SRT jelentősen megnő, ami fontos tényező a szerves mikroszennyezők eltávolításánál. A hordozó közeg geometriája és a környezeti körülmények (hidrodinamikai nyírás, tápanyag-ellátottság) vékony (~50 µm) vagy vastag (>200 µm) biofilm kialakulását is lehetővé teszik, különböző diverzitással, mikrobasűrűséggel, különböző redox körülményeket lehet létrehozni. A vékony biofilm magas nitrifikáló aktivitást eredményez, ez elősegíti a diklofenák, szulfametoxazol, eritromicin, atenolol biotranszformációját, míg a vastag biofilm nagyobb mikrobadiverzitást eredményez, ami a vizsgált mikroszennyezők >60%-ánál növelte az eltávolítási hatékonyságot. A megfelelő töltet használatával és a megfelelő üzemeltetési paraméterek kombinálásával növelhető a szervesmikroszennyező-eltávolítási hatékonyság [71].

Algatavak

Az algák felhasználása a szennyvíztisztításban több évtizedre nyúlik vissza, azonban mégsem terjedt el széles körben. Az algák jellemzően nem önmagukban, hanem baktériumokkal együtt alkotott konzorciumokban léteznek, és egymást segítve végzik a szennyvíz tisztítását. Az alga kezelt szennyvíz utótisztítását végzi, vagy olyan ipari szennyvizek kezelésére alkalmas, amely alacsony szerves-, illetve növényitápanyag-tartalmú.

A tisztítás alapvetően aerob környezetet igényel. Ugyanúgy, mint a hagyományos rendszereknél, a fázissétválasztás (algák ülepítése) külön térben történik, majd vissza kell juttatni az így leválasztott biomassa nagy részét a biológiai térbe.

Az algatavakra jellemző hosszú HRT (4–20 nap) előnyös lehet az alacsony kinetikájú CEC-eltávolítási mechanizmusok szempontjából, például elegendő időt biztosít a hidrolízishez vagy a dekonjugációt követő biodegradációhoz. Az algatavak esetében a fotodegradációs mechanizmusok is jelentősek a nagy vízfelület miatt [72], továbbá a jelentős napi pH- (pH 7–11), oldottoxigén- (2–25 O₂ mg/l) és a hőmérséklet- (klímától függő) változás

kedvez a CEC-eltávolítási mechanizmusoknak. Továbbá az algatavak esetében a *szorpció* is említésre méltó eltávolítási mechanizmus, amelynek során a biotömegtülség felületén tapadhatnak meg a szerves mikroszennyezők.

Több tanulmány vizsgálta kezeletlen, illetve kezelt szennyvízből a CEC-eltávolítási hatékonyságot különböző méretű (14–1000 literes) algatavaknál: 48%-os eltávolítási hatékonyságot 17 PCP esetben, teljes ciprofloxacín-eltávolítást, és hatékony tetraciklin-csökkentést (93, illetve 69% két különböző kísérletben) tapasztaltak [73]. Alga-baktérium közösséget felhasználó fotobioreaktorok szervesmikroszennyező-eltávolítási hatékonyságának vizsgálatakor megállapították, hogy a hagyományos, egylépcsős algatavakhoz képest az anaerob–anoxikus–aerob lépcsős algatavak nagyobb CEC-eltávolítási hatékonyságot biztosítottak [73].

Természetközeli szennyvíztisztítók

A természetközeli szennyvíztisztítók esetében a fizikai, kémiai és biológiai folyamatok kombinálása történik egymással párhuzamosan, ami segíti a szervesmikroszennyező-eltávolítást. A fő eltávolítási mechanizmusok [71]:

1. *fotodegradáció*: a nagy vízfelületek lehetővé teszik a fény által történő lebomlást, azonban a szezonális változások, az alacsonyabb fényintenzitás, illetve a nagyobb vízmélységek csökkentik a fotodegradáció hatékonyságát;
2. *volatilizáció*: az előbb említett paraméterek szintén befolyásolhatják az illékony anyagok eltávolítását;
3. *fitoremediáció*: a növények diffúzióval közvetlenül felveszik a mikroszennyezőket, és beépítik szöveteikbe, illetve metabolizálják azokat, sok esetben kevésbé toxikus anyaggá;
4. *adszorpció*: a természetközeli szennyvíztisztítók kialakításánál használt közeg (töltet) segíti a mikroorganizmusok megtapadását és a növények növekedését, valamint elősegíti a szerves mikroszennyezők adszorpcióját;
5. *üledés*;
6. *biodegradáció* [74].

Mikroszennyezők eltávolítása a szennyvíziszapból

A szennyvíztisztító telepek jelentős mennyiségű iszapot termelnek a tisztítás során, amely az összes lebegőanyag (TSS) és a biológiai tisztítás során keletkezett biotömegtülség eltávolításából adódik. A keletkezett szennyvíziszap eltávolítására különböző megoldások léteznek, a mezőgazdaságban a termőföldek trágyázására használhatják fel (ez Magyarországon 28 200 tonna volt 2017-ben), elégetik, komposztálják, biogáztermelésre használják, illetve depóniákba helyezhetik.

A szennyvíztisztítás során keletkezett híg iszap magas víztartalmú (99%), a nyers iszapok szárazanyag-tartalma szárítást megelőzően 1–2%, a főlősiszap szárazanyag-tartalma 0,7–1%. Az iszap szervesanyag-tartalma 55–85% körüli, tápanyagtartalma >8 mgP/kg, >30 mgN/kg, >3 mgK/kg, továbbá jelentős mennyiségű patogént is tartalmaz (10⁹ fecál koliform/100 ml, 2500–70000 vírus/100 ml, 200–1000 féreg/100 ml). Egészségügyi és egyéb okokból a kezeletlen

iszap víztartalmát jelentősen csökkenteni kell, valamint a rothadékonyságát is meg kell szüntetni, vagyis stabilizálni kell [75]. Az iszap kezelésének módjai:

1. térfogatcsökkentés (sűrítés, víztelenítés);
2. kondicionálás (fizikai, kémiai, biokémiai);
3. stabilizálás (fertőtlenítés; aerob, anaerob, vegyszerez);
4. elhelyezés.

A *térfogatcsökkentési eljárások* az iszap könnyebb szállítását célozzák meg a víztartalom csökkentésével. A sűrítés lehet gravitációs, flotációs, dinamikus sűrítés centrifugával, dob-, csigás, tárcsás, szalagos sűrítéssel akár polielektrolit-adagolással intenzifikálva. A víztelenítési technológiák szűrővel, gépekkel (dinamikus vagy statikus) végzik az iszap kezelést.

A *kondicionálás* előkészíti az iszap felhasználását a víztartalom további csökkentésével és a patogének számának csökkentésével. A *fizikai kondicionálás* történhet pasztórizálással, termikus kondicionálással, iszapmosatással. A termikus kondicionálás a sejtfalat feltárja, így a sejten belüli iszapvíz is eltávolítható. A magas hőmérséklet és nyomás miatt (200 °C, 20 atm) a patogén redukció jelentős. A kondicionálást költségigénye miatt ritkán használják. Az ultrahangos kondicionálás nyomásingadozásokat hoz létre (mikorkavitáció), amelynek segítségével a sejtfal roncsolódik, így a szerves anyag könnyen felvehetővé válik, és a hidrolízis hosszú időt igénylő része kiküszöbölhető, ami műtárgytérfogati csökkentést jelent. *Kémiai kondicionálás* során különféle vegyszereket adagolnak a patogének eliminálására, amelyek lehetnek polielektrolitok, szerves anyagok (vas-szulfát, vas-klorid, alumínium-szulfát stb.). A *biokémiai kondicionálás* során a szerves anyagok ásványosítása történik meg, amivel egyidejűleg a patogénszám is csökkenthető.

Az iszapstabilizáció fő célja a biológiailag bontható szerves anyagok mennyiségének drasztikus csökkentése. Az *aerob iszapstabilizálás* két lépcsőben történhet; a szerves anyag hidrolízise és mikroorganizmussá alakulása után a sejtanyag endogén lebontása történik meg. A folyamat mintegy 15 napot vesz igénybe, levegő bejuttatása szükséges. A kondicionálás másik módja az *anaerob stabilizálás (rothasztás)*, amellyel nemcsak a patogénstabilizáció érhető el, hanem energianyerésre is alkalmazható. Az alkalmazott hőmérséklet-tartományok alapján elkülönítünk pszichofil (15–20 °C), mezofil (32–38 °C) és termofil (50–55 °C) rothasztást. A rothasztás folyamatai a hidrolízis, savképződés, ecetsavképzés és a metánképződés. A folyamatok végbemenetele termofil esetben gyorsabb, tehát kisebb műtárgytérfogat elegendő, a gázkihozatal is mintegy 30%-kal több, viszont a hőmérséklet fenntartására fordított energia a többelhozamot felemésztheti. A metántermelő baktériumok a hőmérséklet-ingadozással szemben érzékenyek, így a termofil rendszerek instabilabbak. Vegyszerez iszapstabilizálás során a mikroorganizmusok aktivitását szüntetik meg vegyszerek, például mésztej adagolásával, hátránya, hogy a biológiailag lebontható szerves anyag nem csökken jelentős mértékben, így a stabilizálás csak átmeneti.

Az iszap víztartalmának csökkentése és stabilizálása történhet még *szárítással*, ami az iszap elhelyezhetőségét is elősegíti. A szárítás lehet gépi vagy természetes úton megvalósított. A gépi szárítás 80–400 °C-ot használ, a végén szemcsés (por) anyag kerülhet forgalomba. A természetes szárításhoz sorolható a *komposztálás* és a nap energiáját használó szolárszáritás, amelynek során a mikrobiológiai lebontó folyamatokhoz ideális (30 °C) hőmérsékleten a szerves anyagok nagy része lebomlik, majd a 60–70 °C-ra megemelt hőmérséklet hatására a patogének jelentős része elpusztul.

A kezelt szennyvíziszap lehet a továbbiakban komposztalapanyag vagy depóniába helyezhető. A keletkező termék granulátum jellegű, könnyen kezelhető, a mezőgazdaságban talajjavításra

és tápanyagforrásként használható, vagy eltüzelésével energia nyerhető. A granulátum mérete 0,1–2 cm között van, az elért szárazanyag-tartalom 40–70%-os átlagosan, de jelentősen függ a hőmérséklettől és a szárításra rendelkezésre álló időtől.

A szennyvíztisztítás során a mikrobák által nem hasznosított, hidrofób mikroszennyezők jelentős része a szennyvíziszapban akkumulálódik, amelyek jelentős része nem kerül lebontásra az iszapstabilizáció során sem, így a szennyvíziszap felhasználása potenciális mikroszennyezőforrás.

Mailler és munkatársai [76] különböző mikroszennyezők eltávolítási hatékonyságát vizsgálták eltérő iszapkezelési módok során. Az izsappogácsát találták a leginkább szennyezett terméknek, készítése során az iszap koncentrációjával a szennyező anyagok koncentrációja is együtt jár. A kezelések tekintetében a szerves mikroszennyezők jelentős része, például a tributil-ón, dibutil-ón, tributil-foszfát, dietil-hexil-ftalát (DEHP) nem volt eltávolítható a víztelenítési eljárások, centrifugálás és termikus kondicionálás során. A termikus kondicionálás során 10–40%-os eltávolítási hatékonyságot ért el a PAH- és MBT-vegyületek esetében, és 20–90% között változott az alkilfenolok eltávolítási hatékonysága. A vizsgált égésgátló (BDE 209) 50%-a eltávolítható volt a centrifugálással, míg a termikus kondicionálásnak ellenállt [76].

Az anaerob rothasztás során a szerves mikroszennyezők 20–50%-a eliminálódott, azonban az egyes CEC-k nem egyformán reagáltak a mezofil anaerob rothasztásra: a) ellenálltak a lebomlásnak a rothasztás során, például dibutil-ón; b) az eltávolított száraz anyaggal arányos volt az eliminációjuk, például nonilfenol, tributil-ón, monobutil-ón; c) a száraz anyag eltávolításánál nagyobb arányban eliminálódtak az iszaptól például az alkilfenolok (nonilfenol kivételével), DEHP, BDE 209 [76].

Malmborg és Magnér hat különböző iszapkezelési módszert hasonlított össze gyógyszermaradványok eltávolítási hatékonysága szempontjából, mivel számos PCP ellenáll a szennyvíztisztításnak, és megtalálható az iszapban is. Az anaerob rothasztás volt a leghatékonyabb eliminációs mód sok szerves mikroszennyező esetében, azonban az anaerob rothasztás hőmérséklete (mezofil vagy termofil) nem volt hatással a gyógyszermaradványok eltávolítására. Az anaerob rothasztásnak ellenálló gyógyszermaradványok jellemzően lipofil vegyületek voltak. A pasztörizálás, ammóniakezelés, termofil kondicionálás nem eredményeztek jelentős gyógyszermaradvány-eltávolítást [77]. Összességében, az iszap víztelenítése során nem történik számottevő CEC-eltávolítás, azonban az anaerob iszapkezelés képes eltávolítani a szerves mikroszennyezők egy részét, különösen, ha egyéb kezelésekkel együttesen használják. Az anaerob rothasztást megelőző különböző előkezelések (ultrahangos, termális kezelés) és az anaerob rothasztás együttes alkalmazása hatékonyabban képes eltávolítani egyes szennyezőket, segíthetnek az erősen hidrofób anyagok szolubilizálásában, és jobban hozzáférhetővé tehetik a mikrobák számára [78].

A termofil komposztálás is hatékonyak bizonyul egyes CEC-k esetében, például triklozán, triklokarbán, azonban ez sem jelent megoldást minden CEC számára [79].

Jelenleg nem ismerünk olyan eljárást, illetve eljárások kombinációját, amely hatékony lenne az összes ismert szerves mikroszennyező eltávolítására a szennyvíziszapból.

Fejezetzáró kérdések

1. Milyen fizikai műszaki művelettel távolítható el a mikroszennyező a szennyvízből?
2. Melyek a fő szerves mikroszennyező csoportok, amelyek megtalálhatók a lakossági szennyvízben?
3. A szennyvíztisztításban használatos fertőtlenítőszer mennyire hatékonyak a mikroszennyezők eltávolításában?
4. Mit jelent a biofiltráció?
5. Hasonlítsa össze a hagyományos eleveniszapos és az **MBR**-rendszereket szervesmikroszennyező-eltávolításuk alapján!
6. Melyek a természetközeli szennyvíztisztítás fő eltávolítási mechanizmusai?
7. Hogyan tudjuk szennyvíziszapból a patogének számát csökkenteni?
8. Melyek a leghatékonyabb iszapkezelési módszerek a szerves mikroszennyezők eltávolításában?