

Környezetvédelmi
eljárások,
nem csak
környezetmérnököknek
Dr. Boros Norbert Szerkesztette:



Debreceni Egyetem Műszaki Kar
Környezet- és
Vegyészmérnöki Tanszék

DEBRECENI EGYETEM
MŰSZAKI KAR
KÖRNYEZETMÉRNÖKI TANSZÉK

Dr. Bodnár Ildikó, Keczánné Dr. Üveges Andrea,
Dr. Boros Norbert, Dr. Kocsis Dénes, Fórián Sándor,
Izbékiné Szabolcsik Andrea

KÖRNYEZETVÉDELMI ELJÁRÁSOK, NEM CSAK KÖRNYEZETMÉRNÖKÖKNEK

(Környezetvédelmi műveletek,
Vízgyógyítás- és vízminőségvédelem, Levegőtisztaság-védelem,
Talajvédelem, Hulladékgyógyítás, Zaj- és rezgésvédelem)

Szerkesztette:

Dr. Boros Norbert



Debreceni Egyetemi Kiadó
Debrecen University Press
2018

Lektorok:

Dr. Gulyás Lajos

nyugalmazott főiskolai tanár

Dr. Nagy Attila

adjunktus

Debreceni Egyetem, Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar,
Víz- és Környezetgazdálkodási Intézet

© Debreceni Egyetemi Kiadó Debrecen University Press,
beleértve az egyetemi hálózaton belüli elektronikus terjesztés jogát is

ISBN 978 963 318 009 9

Kiadta: a Debreceni Egyetemi Kiadó Debrecen University Press

Felelős kiadó: Karácsony Gyöngyi

Nyomdai munkálatokat

a Debreceni Egyetem sokszorosítóüzeme végezte 2018-ban.

www.dupress.hu

Tartalomjegyzék

ELŐSZÓ	5
1. KÖRNYEZETVÉDELMI ELJÁRÁSOKRÓL ÁLTALÁNOSAN	7
1.1. HIDRODINAMIKAI MŰVELETEK.....	8
1.1.1. Heterogén diszperz rendszerek.....	10
1.1.2. Ülepítés, ülepítő berendezések.....	11
1.1.3. Szűrés, szűrőberendezések	17
1.1.4. Fluidizáció	21
1.2. MECHANIKAI MŰVELETEK.....	23
1.2.1. Szilárd-szilárd rendszerek elválasztása.....	23
1.2.2. Szitálás, rostálás.....	23
1.2.3. Mágneses és elektrosztatikus elválasztási eljárások.....	25
1.3. ELVÁLASZTÁSI (ANYAGÁTADÁSI) MŰVELETEK.....	25
1.3.1. Desztilláció.....	26
1.3.2. Abszorpció	27
1.3.3. Adszorpció	28
1.3.4. Ioncsere	29
1.3.5. Extrakció.....	30
1.3.6. Membrán eljárások	31
1.3.7. Membrándesztilláció	35
1.4. KÉMIAI MŰVELETEK	36
2. A VÍZ KÖRFORGÁSA, VIZEK MINŐSÍTÉSE	40
2.1. A VÍZ KÖRFORGÁSA, A VÍZHÁZTARTÁSI EGYENLET.....	40
2.2. CSAPADÉK.....	42
2.2.1. Hulló csapadékok.....	42
2.2.2. Mikrocsapadék	43
2.2.3. A csapadék jellemzésére szolgáló mennyiségek.....	44
2.2.4. A mértékadó csapadék	45
2.3 HOZZÁFOLYÁS, ELFOLYÁS, LEFOLYÁS.....	46
2.3.1. Lefolyási tényező	47
2.4. PÁROLGÁS ÉS ANNAK MÉRÉSE, BECSLÉSE	50
2.4.1. A párolgás formái	51
2.4.2. A párolgást befolyásoló tényezők.....	52
2.4.5. A területi párolgás	55
2.5. BESZIVÁRGÁS, LESZIVÁRGÁS.....	58
2.5.1. A szivárgás számítása.....	59
2.5.2. Darcy törvénye.....	60
2.6. VIZEK SZENNYEZŐI	61
2.7. VIZEK MINŐSÍTÉSE	63
2.7.1. Fizikai vízminősítés	63
2.7.2. Kémiai vízminősítés	63

2.7.3. Biológiai vízminősítés	64
2.7.4. Bakteriológiai vízminősítés.....	65
3. HAGYOMÁNYOS ÉS MODERN VÍZKEZELÉSI MEGOLDÁSOK	67
3.1. MECHANIKAI ELJÁRÁSOK	68
3.2. BIOLÓGIAI ELJÁRÁSOK	78
3.3. KÉMIAI ELJÁRÁSOK	85
3.4. VÍZKEZELÉSI ELJÁRÁSOK KOMPLEX MEGOLDÁSAI	92
3.5. VÍZKEZELÉSI ELJÁRÁSOK MELLÉKTERMÉKEI ÉS AZOK SORSA	94
4. A LÉGSZENNYEZÉS CSÖKKENTÉSÉNEK TECHNOLÓGIAI LEHETŐSÉGEI.....	97
4.1. PRIMER RÉSZECSKÉK LEVÁLASZTÁSA	97
4.1.1. Szilárd halmazállapotú szennyeződések	97
4.1.2. Porleválasztás szűrőközeg nélkül	98
4.1.3. Porleválasztás szűrőközeggel.....	101
4.1.4. Nedves porleválasztás.....	101
4.2. ILLÉKONY SZERVES VEGYÜLETEK KINYERÉSE ÉS ÁRTALMATLANÍTÁSA.....	102
4.2.1. Illékony szerves vegyületek (VOCs).....	103
4.2.2. VOC kibocsátás szabályozása megelőzés révén	104
4.2.3. VOC szennyezés kinyerése.....	105
4.3. KÉN-DIOXID KIBOCSÁTÁS CSÖKKENTÉSÉNEK TECHNOLÓGIAI LEHETŐSÉGEI	114
4.3.1. A levegő kéntartalmának problematikája.....	115
4.3.2. Kén-dioxid kibocsátás csökkentése a tüzelőanyag kéntartalmának csökkentésével	116
4.3.3. Kén-dioxid kibocsátás csökkentése tüzelés közbeni kénleválasztással	116
4.3.4. Kén-dioxid eltávolítás kén-dioxidban gazdag füstgázokból	118
4.3.5. Kén-dioxid eltávolítás kén-dioxidban szegény füstgázokból	118
4.4. NITROGÉN-OXIDOK ELTÁVOLÍTÁSA.....	121
4.4.1. A nitrogén-oxidok (NO _x) problémájának áttekintése	121
4.4.2. Nitrogén-oxidok keletkezésének lehetőségei tüzelés során	122
4.4.3. NO _x kibocsátás csökkentésének lehetőségei (DENOX technológiák)	123
FELHASZNÁLT SZAKIRODALOM:	126
5. TELEPÜLÉSI SZILÁRD HULLADÉKOK KEZELÉSE SORÁN ALKALMAZOTT TECHNOLÓGIÁK.....	127
5.1. A TELEPÜLÉSI SZILÁRD HULLADÉKOK JELLEMZŐI	127
5.2. HULLADÉKOK GYŰJTÉSE, BEGYŰJTÉSE, SZÁLLÍTÁSA.....	128
5.2.1. Hulladékok gyűjtése	128
5.2.2. Hulladékok begyűjtése, szállítása	130
5.2.3. Hulladékok szelektív gyűjtése.....	133
5.2.3. Egyéb gyűjtési-szállítási rendszerek	136
5.3. ELŐKÉSZÍTŐ MŰVELETEK.....	137
5.3.1. Aprítás.....	137
5.3.2. Oszályozás	137
5.3.3. Tömörítés, bálázás	140
5.3.4. Mosás, tisztítás	140

5.3.5. <i>Biohulladékok stabilizálása (mechanikai-biológiai stabilizálás)</i>	140
5.4. HULLADÉKOK ANYAGÁBAN TÖRTÉNŐ HASZNOSÍTÁSA	141
5.4.1. <i>A papír újrahasznosítása</i>	142
5.4.2. <i>A műanyag újrahasznosítása</i>	142
5.4.3. <i>Az üveg újrahasznosítása</i>	143
5.4.4. <i>A fémek újrahasznosítása</i>	143
5.5. HULLADÉKOK HASZNOSÍTÁSA BIOLÓGIAI ELJÁRÁSOKKAL	144
5.5.1. <i>Komposztálás (aerob termofil szerves anyag lebontás)</i>	144
5.5.2. <i>Biogáz előállítás (anaerob szerves anyag lebontás)</i>	147
5.6. HULLADÉKOK HASZNOSÍTÁSA ÉS ÁRTALMATLANÍTÁSA TERMIKUS ELJÁRÁSOKKAL	149
5.6.1. <i>Égetés</i>	150
5.6.2. <i>Pirolízis</i>	153
5.6.3. <i>Elgázosítás</i>	154
5.7. HULLADÉKOK LERAKÁSA.....	154
5.7.1. <i>A hulladéklerakók szigetelése</i>	155
5.7.2. <i>Csurgalékvíz gyűjtő rendszer</i>	156
5.7.3. <i>Gázmentesítő rendszer</i>	156
5.7.4. <i>Monitoring rendszer</i>	156
6. TALAJTISZTÍTÁSI TECHNOLÓGIÁK.....	159
6.1. SZENNYEZETT TERÜLETEK FELTÁRÁSÁNAK ALAPELVEI	159
6.2. A KÁRELHÁRÍTÁSI TECHNOLÓGIA KIVÁLASZTÁSA	160
6.3. A KÁRELHÁRÍTÁS MÓDSZEREI A BEAVATKOZÁS CÉLJA SZERINT.....	161
6.4. A TALAJTISZTÍTÁS SORÁN ALKALMAZOTT TECHNOLÓGIÁK ALAPELV SZERINTI CSOPORTOSÍTÁSA	162
6.4.1. <i>Lokalizációs és immobilizációs (fixálási) eljárások</i>	162
6.4.2. <i>A természetes folyamatok fokozására irányuló eljárások</i>	168
6.4.3. <i>A szennyezett gázok kitermelésére és kezelésére irányuló eljárások</i>	172
6.4.4. <i>A szennyezett vizek kitermelésére és kezelésére irányuló eljárások</i>	175
6.4.5. <i>A szennyezett szilárd fázis kezelésére irányuló eljárások</i>	179
7. MUNKATÉRI ZAJ ÉS KEZELÉSE	184
7.1. BEVEZETÉS A TÉMAKÖRBE	184
7.2. VESZÉLYESSÉGI SZINTEK ÉS KOCKÁZATOK	184
7.2.1. <i>A munkáltatók kötelezettségei</i>	185
7.2.2. <i>A munkavállalók felelőssége</i>	186
7.2.3. <i>A munkatéri zaj kockázatát befolyásoló tényezők</i>	186
7.2.4. <i>A zajjal összefüggő kockázatok értékelésének folyamata</i>	187
7.3. A MUNKATÉRI ZAJ MEGHATÁROZÁSA	188
7.3.1. <i>Állandó zajok megfigyelése és egyszerű ellenőrzések</i>	189
7.3.2. <i>A meglévő információk felhasználása</i>	190
7.3.3. <i>A zajméréshez szükséges műszerek</i>	190
7.3.4. <i>Mérési jellemzők</i>	190
7.3.5. <i>A mérések kivitelezése</i>	192
7.3.6. <i>A mérési eredményeket befolyásoló hibák és egyéb tényezők</i>	193

7.3.7. Fülhöz közeli zaj mérése	194
7.3.8. A vizsgálati eredmények értékelése	194
7.4. A MUNKAHELY JELLEMZŐI	197
7.4.1. Visszaverődés és hangelnyelés	197
7.4.2. A terem jellemzői	198
7.5. ZAJCSÖKKENTÉSI LEHETŐSÉGEK	199
7.5.1. Zajcsökkentési módszerek típusai	199

DUPress e-könyv

ELŐSZÓ

A környezetünkben napjainkban kiemelten érezhető változások, az ember aktív hatása a különböző szférák, az ökológiai rendszerek és részrendszerek állapotára, a globális környezeti problémák megoldása iránti többszintű igény, a környezetvédelmi követelmények szigorodása egyöntetűen a környezetvédelmi eljárások, technológiák folyamatos fejlődését követelik meg. A technológiai lehetőségek széleskörűek, melyek közül mindig az adott probléma illetve feladat esetén leggazdaságosabb és leginkább környezetkímélőbb megoldások alkalmazását kell előtérbe helyezni. A technológiai eljárások műveletek összességét jelentik, melyek ésszerű kombinálásával hatékonyan alkalmazható komplex megoldásokhoz juthatunk a környezet szennyezésének mérséklésére.

A Debreceni Egyetem Műszaki Karán folyó környezetmérnöki és más mérnöki képzésekhez kínál jelen jegyzet átfogó ismereteket a környezetvédelmi eljárások, műveletek témakörében.

A környezetvédelem egyik fontos feladat a különböző környezeti elemek szennyezésének ártalmatlanítása, a keletkezett hulladékok kezelése az esetleges újrahasználat vagy biztonságos lerakás érdekében. Így az első fejezetben a teljesség igénye nélkül a különböző környezetvédelmi technológiák elméleti alapjait és a környezetvédelmi területen a különböző eljárások alkalmazásának lehetőségeit ismerheti meg az olvasó néhány kiemelt példán keresztül.

A második fejezetben a vízgazdálkodás témakörét ismerheti meg az olvasó, részletezve és jellemezve a vízháztartási egyenlet jól ismert, formáját, és annak tagjait külön hangsúlyt fektetve ezen tagok értékeinek mérési módszereire, értékük becslésére, meghatározására. A víztisztítási technológiák napjainkban idehaza és nemzetközi szinten is elterjedt megoldásaiba és modern típusaikba igyekszik a harmadik fejezet a teljesség igénye nélkül bevezetni az olvasót, rávilágítva elsősorban a legnépszerűbb vagy éppen a leghatékonyabb megoldásokra.

A 4. fejezet a legjelentősebb primer légszennyező anyagok, mint a szilárd szennyeződések, az illékony szerves vegyületek, a kén-dioxid és a nitrogén-oxidok keletkezésének befolyásolási lehetőségeivel és/vagy azok füstgázból, szennyezett levegőből való kinyerésének, ártalmatlanításának eljárásaival foglalkozik.

Az ötödik fejezetben a szennyezett területek kármentesítési technológiáival foglalkozunk. A technológia kiválasztásának általános szempontjain túl, az egyes technológiák rövid ismertetésével az olvasó átfogó képet kaphat a szennyezett gáz, folyadék illetve szilárd fázis tisztítása során alkalmazható in situ és ex situ eljárásokról.

A hatodik fejezetben a települési szilárd hulladékok kezelése során alkalmazott technológiai lépéseket ismerheti meg az olvasó, a hulladékok gyűjtési módjaitól elindulva,

a hulladékok anyagában illetve energetikailag történő hasznosításán át, egészen a hulladékok ártalmatlanításáig.

A hetedik fejezetben a munkatéri zajjal kapcsolatos veszélyességi szintek és kockázatok mellett a munkatéri zaj meghatározásáról, a munkahely jellemzőiről és a zajcsökkentési lehetőségekről lesz szó.

Debrecen, 2017. szeptember 30.

A szerkesztő

DUPress e-könyv

1. KÖRNYEZETVÉDELMI ELJÁRÁSOKRÓL ÁLTALÁNOSAN

A környezetvédelmi eljárások a környezeti ártalmak elhárítására alkalmas műszaki megoldásokkal foglalkozik, melyeknél három csoportot tudunk megkülönböztetni:

- Az első csoportba tartoznak a **forrás megszüntetésére** fókuszáló technológiák. Ezek az egyik legkedvezőbb technológiákat tartalmazzák, mivel ebben a csoportban olyan eljárások sorolhatóak, melyek bevezetése nem okoz környezeti károkat és biztosítja a szükséges javak előállítását. Ezek a megoldások a hulladékmentes vagy hulladékszegény technológiák, mivel az eljárásokat mindig összességükben kell vizsgálnunk így igazán hulladékmentes technológia nem valósítható meg.
- A második csoportba azok a technológiák sorolhatóak, melyek a **káros emisszió szabályozásával** foglalkoznak. Egyrészt a kibocsátott anyag lokális (helyi) kezelését, ártalmatlanítását jelentik. Másrészt a szennyező anyagok környezetbe jutását megakadályozó módszereket. Ide tartoznak a szennyeződések továbbjutását vagy konvertálódását gátló berendezések, eljárások.
- A harmadik csoportban az **imisszió szabályozás**, mint ideiglenes, kiegészítő kényszermegoldást jelentő technológiák sorolhatóak. Ezen módszerek a szennyezőanyagok utólagos, helyi ártalmatlanításával foglalkoznak (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

A környezetvédelem és a vele rokonipari műveleteket, mint például vegyipari műveleteket különböző jellemezők alapján lehet csoportosítani. A leggyakrabban alkalmazott csoportosításai lehetőség, amikor megvizsgálják, hogy a műveletekben végbemenő folyamatokat milyen típusú hajtóerők idézik elő és azokat milyen törvényszerűségek határozzák meg. Ezek alapján a környezetvédelmi műveleteknek öt nagyobb csoportját különböztetjük meg.

- **Hidrodinamikai műveletek**, amelyek végbemenetelét a fluidumok (folyadékok és gázok) mozgásával foglalkozó tudomány, a hidrodinamika törvényszerűségei határozzák meg. Hidrodinamikai műveletek közé soroljuk a folyadékok és gázok áramlását csőben, készülékben és szemcsealmazon, az ülepítést, szűrést, centrifugálást, flotálást, fluidizációt és a folyadékok keverését.
- **Mechanikai műveletek**, melyek törvényszerűségeit a szilárd testek mechanikája tárgyalja. Ezeket a műveleteket elsősorban a szilárd anyagok előkészítésére, szilárd végtermékek megmunkálására, valamint szilárd darabos és por alakú anyagok szállítására használják. Ilyen műveletek a szilárd anyagok aprítása, és szemcsealmazok elválasztása, osztályozása, de ide sorolják a szilárd anyagok keverését is.
- **Hőátadási műveletek**, melyek végbemenetelét a hőterjedéssel és a hőátadással foglalkozó tudományág, a hőtan törvényszerűségei határozzák meg. A hőátadási

műveletek hajtóereje a hőmérséklet különbség. Ilyen műveletek a melegítés, hűtés, hőcsere bepárlás, szárítás.

- **Elválasztási (anyagátadási) műveletek**, amelyek feladata homogén elegyek komponenseinek elkülönítése egy második fázis megjelenésével és a komponenseinek két fázis határán keresztül történő szelektív áthaladásával. Az anyagátadás minden esetben a valós és az egyensúlyi koncentráció közötti különbség hatására jön létre. A koncentrációkülönbség tehát az anyagátadás hajtóereje. A leggyakrabban alkalmazott anyagátadási műveletek a desztilláció, rektifikálás, adszorpció, abszorpció, extrakció, kristályosítás, ioncsere. Ezek a műveletek egyensúlyi műveleteknek tekinthetők, de az elválasztási műveletek közé úgynevezett nem-egyensúlyi műveletek is tartoznak. Ezek a membránszeparációs eljárások.
- **Kémiai műveletek (kémiai reaktorok)**, olyan folyamatok végrehajtását, megvalósítását jelentik, melyek végbemenetelét a kémiai termodinamika és a reakciókinetika törvényszerűségei határozzák meg. A kémiai reakciók anyag- és energiaátvitellel járnak. Továbbá a műveletek sebességét a hidrodinamikai feltételek és különféle transzportfolyamatok is befolyásolják. A kémiai kölcsönhatások és az anyagátadási folyamatok közül mindig a leglassúbb részfolyamat a sebesség meghatározója (Benedek and László, 1964; Cséfalvay et al., 2011; Fonyó and Fábry, 2004; Halász, Hannus, and Kiricsi, 2012; Horváth, 2011).

A következő alfejezetekben a részletesebben tárgyaljuk a környezetvédelmi műveletek 4 csoportját és a környezetvédelemhez kapcsolódó művelettani eljárások alapjait is. Jelen jegyzetben a hőátadási műveletek részletes tárgyalására nem kerül sor.

1.1. HIDRODINAMIKAI MŰVELETEK

A környezetvédelmi műveletek a vegyipari, élelmiszeripari és más rokonipari műveletekhez hasonlóan többnyire áramló rendszerekkel dolgoznak, ezért a rendszerek leírásánál a hidrodinamikai törvényszerűségeit kell alkalmaznunk. A hidrodinamikai műveletek csoportjába a fluidumok áramlásával, keverésével, inhomogén elegyek szétválasztásával kapcsolatos műveletek sorolhatóak.

Az áramlástanban a folyadékokat, gázokat, gőzöket közös néven **fluidumnak** nevezzük. Más megfogalmazásban a fluidum olyan anyag, amely nyírófeszültség hatására folyamatos deformáción megy keresztül (Árgyelán, 2009; Fonyó and Fábry, 2004; Horváth, 2011).

Az áramlástanban jellemezők és állapotjelölők (nyomás, átlagos áramlási sebesség, dinamikus és kinematikus viszkozitás, tömegáram, csőátmérő stb.) nem elegendők a fluidumok áramlásának leírására. Ezért a fluidum áramlás jellegének pontos leírása miatt bevezetésre került a Reynolds-szám (Re), mely az áramló fluidumra ható tehetetlenségi és viszkozitási erőknek a viszonyzáma (Bohl, 1983; Fecske, 2005; Horváth, 2011).

A csőhidraulikában használt alakja a következő (Horváth, 2011):

$$\text{Re} = \frac{D * v * \rho}{\eta} = \frac{D v}{\nu} \quad (1.1.)$$

ahol:

Re - Reynolds-szám [-]	ρ - közeg sűrűsége [kg/m ³]
v - áramlási sebesség [m/s]	η - fluidum dinamikai viszkozitása [Pa s]
D - csőátmérő [m]	ν - fluidum kinematikai viszkozitása [m ² /s]

A (1.1.) képlet alkalmazásával kiszámíthatjuk adott áramlásra vonatkozó Re-számot, és a meghatározott Re-szám alapján egyértelműen meghatározható az áramlás jellege. A fluidumok áramlásának két alaptípusát különböztetjük meg: lamináris és turbulens áramlás. Lamináris áramlásban a folyadékrezecskék csak a cső tengelyével párhuzamos áramvonalak mentén mozognak anélkül, hogy összekeverednének, azaz lamináris (réteges) áramlás esetén a fluidum adott pontjában stacionárius áramlást feltételezve a sebességvektorok időben állandóak és a Re-szám egy kritikus értéke alatt található. Turbulens áramlásban (gomolygó, örvényes) a közeg rezecskéi nemcsak a cső tengelyével párhuzamosan mozdulnak el, hanem arra merőlegesen is, ezáltal a közeg rezecskéinek folyamatos keveredését idézik elő, azaz a fluidum mozgása nem stacionárius hanem „kaotikus”, amelynél a fluidum áramlási sebessége rendszertelenül változik egy közepes érték körül. A legtöbb szakkönyvben a Re= 2300 kritikus értéket ad meg az áramlás jellege kapcsán. Ezt úgy lehet értelmezni, hogy ha a Re-szám kisebb, mint 2300 akkor az áramlás jellege lamináris, ha nagyobb, akkor turbulens áramlásról beszélünk, de a valóságban megkülönböztetünk még egy átmeneti tartományt is. A fluidum csőben történő áramlása alkalmával a következőt állapíthatjuk meg:

- ha Re- szám 2300 alatti, akkor a csőben történő áramlás jellege lamináris,
- ha Re-szám 2300 és 10000 közé esik, akkor az áramlás jellege átmeneti,
- és ha Re-szám 10000-nél nagyobb, akkor turbulens áramlásról beszélünk (Bohl, 1983; Cséfalvay and Mika, 2008; Horváth, 2011; Mika, 2008).

Fecske László a könyvében is rávilágít arra, hogy a turbulens tartomány akár százszázalékos nagyságú is lehet, még a lamináris tartomány ezred nagyságrendre csökkenhet, ezért a Re-szám rendkívül finom és pontos jellemzést tesz lehetővé. A hidrodinamikai törvények nagy része megadott Re-szám szakaszban vagy tartományban érvényesek, ezért adott esetre vonatkozó törvény, formula kiválasztásakor is nélkülözhetetlen a Re-szám ismerete vagy meghatározása. Számos berendezés műszaki adata tartalmazza a Re-számot is (Fecske, 2005).

1.1.1. Heterogén diszperz rendszerek

A környezetvédelmi műveletek tekintetében az egyik fő cél a különböző szennyező anyagok eltávolítása a rendszerünkől (pl. felszíni vízből, levegőből, talajból stb.). A szennyező anyagok nagy része heterogén diszperz rendszer formájában kerül a környezetbe, ezért gyakorlatilag minden működő környezetvédelmi technológia tartalmaz egy olyan műveleti egységet (megoldást), amely heterogén diszperz rendszerek eltávolítását teszi lehetővé. A **heterogén diszperz rendszereknél** a részecskéket éles határfelületek választják el a közegtől. Az összefüggő fázist **diszperziós közegnek**, még a közegben eloszló anyagot **diszpergált résznek** nevezzük. A heterogén diszperz rendszereket a diszperziós közeg és a diszpergált rész halmazállapota szerint szokták csoportosítani, mint ahogy ezt a 1.1. táblázatban is láthatjuk (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

1.1. táblázat: A heterogén diszperz rendszerek osztályozása (Bárány et al., 2009)

Diszpergált rész	Diszperziós közeg	A rendszer típusa	Példa
gáz	gáz	sűrűség fluktuációkat tartalmazó rendszerek	a Föld atmoszférája
gáz	folyadék	gáz emulziók, habok	szappanhab
gáz	szilárd	porózus –és kapilláris rendszerek	szilikagél, aktív szén
folyadék	gáz	aeroszolok (ködök)	ködök, felhők
folyadék	folyadék	emulziók	tej, nyersolaj
folyadék	szilárd	porózus testek, gélek, kapilláris rendszerek	adszorbensek, talajok
szilárd	gáz	aeroszolok (porok, füstök)	cigaretta- és szénfüst, kozmikus por
szilárd	folyadék	szolok, szuszpenziók	víz zavarossága, fém- vagy só szolok
szilárd	szilárd	szilárd kolloid oldatok	ásványok, ötvözetek (acél, öntött vas)

A halmazállapotok megadásán kívül a diszperz rendszereket az elválasztás szempontjából jelentős hidrodinamikai paraméterekkel jellemezhetjük, mely lehet a diszpergált részecskék alakja, mérete és méret elosztása, illetve a diszperz rendszer koncentrációja, sűrűsége vagy viszkozitása (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

A továbbiakban a különböző hidrodinamikai műveletek közül a részletesebben tárgyaljuk az ülepitést, szűrést, fluidizációt és a centrifugálást.

1.1.2. Ülepítés, ülepítő berendezések

Az **ülepítés** anyagok szétválasztásának módszere, még pedig két nem elegyedő fluidum – szilárd anyag szétválasztási művelete a sűrűségkülönbségük következtében. Az elválasztás történhet gravitációs vagy centrifugális erőterben vagy az eltérő elektromos töltésük alapján, elektrosztatikus erőterben is (Domonkos, 2011; Dévay, 2013). Az ülepítést meghatározza az ülepítendő szemcsék mérete és a diszpergált anyag mennyisége. Diszperziós közegben az ülepedő szemcse rövid ideig gyorsuló, majd egyenletes mozgással mozog. Ekkor a szemcsére ható gravitációs erő és a felhajtó erő különbsége (archimédeszi súly) egyenlő lesz a közegellenállási erővel (S) (Dévay, 2013; Domonkos, 2011). A közegellenállást jelenlegi ismereteink alapján csak tapasztalati összefüggésekkel tudjuk megadni az (1.2.) képlet segítségével (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012):

$$S = \xi * A * \rho_f * \frac{u^2}{2} \quad (1.2.)$$

ahol:

S - közegellenállási erő [N]	ρ_f - közeg sűrűsége [kg/m ³]
ξ - közegellenállási tényező [-]	u - az ülepedő test sebessége [m/s]
A - felület [m ²]	

A közegellenállási tényező (ξ) függ az ülepedő szemcse Re-számától. Lamináris áramlaskor, azaz $0 < Re < 0,6$ tartományban a közegellenállási tényező (ξ) fordítottan arányos a Re-számmal, még a közeg ellenállási tényező átmeneti tartományban ($0,6 < Re < 600$) $12/\sqrt{Re}$, turbulens tartományban ($Re > 600$) pedig 0,44 (Fonyó and Fábry, 2004; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Horváth, 2011).

Lamináris áramlás esetén a következő összefüggéssel írhatjuk fel a közegellenállási tényezőt (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012):

$$\xi = \frac{24}{Re} = \frac{24 * \eta}{\rho_f * D * u} \quad (1.3.)$$

ahol:

Re - Reynold-szám [-]	ρ_f = közeg sűrűsége [kg/m ³]
ξ - közegellenállási tényező [-]	u = az ülepedő test sebessége [m/s]
D - átmérő [m]	η = dinamikai viszkozitás [Pa s]

Ezen képletet átrendezve megkapjuk gömb alakú testekre vonatkozó ülepedési sebességet (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Davis, 2010):

$$u = \frac{D^2 * (\rho_s - \rho_f) * g}{18 * \eta} \quad (1.4.)$$

ahol:

u - az ülepedő test sebessége [m/s] ρ_f - fluidum sűrűsége [kg/m³]
D - átmérő [m] ρ_s - szemcse sűrűsége [kg/m³]
 η - dinamikai viszkozitás [Pa s] g - nehézségi gyorsulás [m/s²]

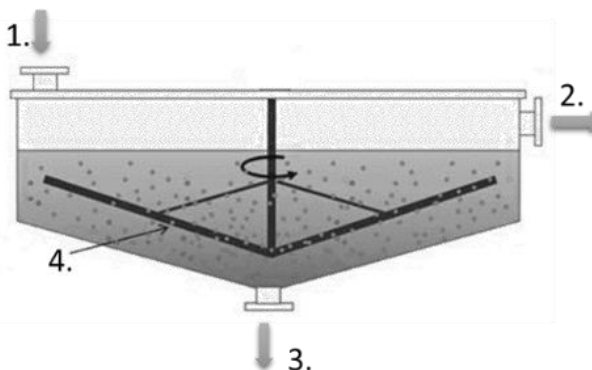
A Stokes-törvény alkalmazható laminális ülepedéskor. A Re-szám kifejezéséből a közegben eső test átmérőjét (D), illetve az ülepedési sebességet (u) az egyenletbe helyettesítve megkaphatjuk azt a maximális átmérőt, illetve ülepedési sebességet, amelyekre a Stokes-törvény még érvényes. Az érvényességi tartomány alsó határa az a részecskeméret képezi, melynél már észlelhető a Brown-féle mozgás. Ez a méret nagyjából a heterogén diszperz és a kolloid rendszerek mérethatára, azaz $0,5 * 10^{-6}$ m (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

Ülepítés gravitációs erőterben

A gravitációs ülepítés gyakori a környezetvédelmi eljárásokban. Egyik legfontosabb területe a kémiai tisztítási eljárással kicsapatott pelyhek eltávolítása. A vízkezelésnél ezen kívül alkalmazzák még a felszíni vizek előülepitésénél a homokszűrés előtt, a koagulálás és flotálás követő ülepítésnél, illetve a vas, mangán eltávolítást követő ülepítésnél. A szennyvízkezelésnél a hordalék, iszap, homok eltávolításánál, a szuszpendált részecskék eltávolításban az előtisztításnál, és végtisztítóknál a biológiai pelyhek eltávolításánál (Davis, 2010; Domonkos, 2011).

Az ülepítő berendezések esetében az a cél, hogy az kezelendő anyagból minél rövidebb idő alatt minél nagyobb mennyiségű komponens kiülepíthető legyen, vagyis az ülepítő teljesítményét elsősorban az ülepedési sebesség határozza meg. Annál eredményesebb az ülepítés, minél rövidebb az ülepedési úthossz, illetve minél nagyobb az ülepítő felület (Domonkos, 2011). A gravitációs ülepítés olcsó, nem energiaigényes művelet, de viszonylag lassú és csak ott érdemes használni, ahol nagy a sűrűségkülönbség, például a szennyvíztisztításban. Ezek az ülepítők lehetnek szakaszos vagy folyamatos üzeműek (Dévay, 2013). A gravitációs erőterben használt ülepítő berendezéseket a diszperz részecskék szemcsemérete alapján lehet csoportosítani. A 0,1-0,2 mm-nél nagyobb szemcseméretű anyagok esetében az ülepítőket homokfogónak, amíg az ennél kisebb szemcseméretű komponensek esetében a berendezéseket ülepítő tartálynak vagy ülepítő medencének nevezzük (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

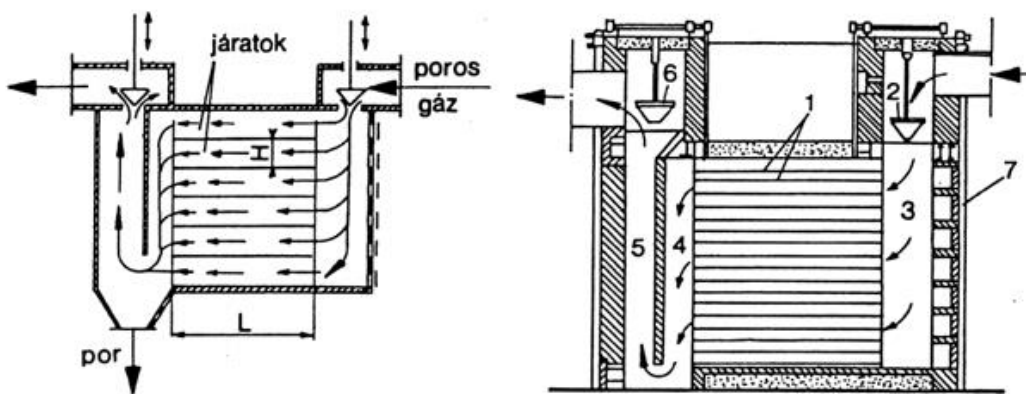
Az egyik legismertebb gravitációs ülepítő berendezés a szennyvízkezelésben használt Dorr-féle (1.1. ábra) ülepítők, de emellett még alkalmazzák a Dortmundi-típusú és a lipcsei-ülepítők is.



1.1. ábra: Dorr-féle ülepítő sematikus ábrája (Dévay, 2013 nyomán)

(1. betáplálási pont, 2. tisztított szennyvíz elvezetés, 3. zagy elvezetés, 4. keverő egység)

A gravitációs ülepítőket nem csak a szennyvíz kezelésben használják, hanem a gáztisztításban is. Gáztisztítás alkalmával a gázban lévő szilárd, vagy folyadék szennyeződések eltávolítása a cél. Erre a célra alkalmas készülékek a gáztisztítók vagy porleválasztók. A gravitációs elven működő porleválasztók segítségével, ha levegőből vagy egyéb gázból szeretnénk a portartalom egy részét eltávolítani ún. porkamrákat, vagy ülepítő kamrákat használunk. A porkamrában a keresztmetszet-növekedés eredményeképpen bekövetkező áramlási sebesség csökkentéssel érjük el bizonyos szemcsefrakciók leválasztást a gázból. Iparban gyakran használatos a Howard-féle porkamra lásd 1.2. ábra (Cséfalvay et al., 2011; Fonyó and Fábry, 2004).



1.2. ábra: Howard-féle porkamra (Fonyó and Fábry, 2004)

(1. acellemez, 2. szabályzótolattyúk a poros gáz bevezetésénél, 3. elosztócsatorna, 4. gyűjtőcsatorna, 5. kivezető csatorna, 6. szabályzótolattyúk a tisztított gáz kivezetésénél, 7. tisztítónyílás)

Ha a részecske Stokes-tartományban ülepedik, akkor meg tudjuk határozni azt a határszemcse átmérőt, melynél még a szemcse leülepszik (Fonyó and Fábry, 2004):

$$D_h = \sqrt{\frac{18 * \eta * H * w_H}{\Delta\rho * g * L}} \quad (1.5.)$$

ahol:

D_h – határszemcse átmérő [m]	H-kamra magassága [m]
L – a kamra hossza [m]	w_H - az ülepedő test sebessége [m/s]
$\Delta\rho$ – nyomáscsökkenés [Pa]	g – nehézségi gyorsulás [m/s ²]
η – levegő (gáz) dinamikai viszkozitás [Pa s]	

A D_h határszemcse a gravitációs erőter hatására használó ülepedítő kamrában annál kisebb, minél kisebb a porkamra magassága és minél hosszabb a porkamra (Fonyó and Fábry, 2004).

Ülepítés centrifugális erőterben

Az ülepedítést hatékonyabbá lehet tenni, ha az adott nagyságú gravitációs gyorsulást centrifugális gyorsulással helyettesítjük, így az ülepedítést centrifugális erőterben végezzük. A centrifugákra az jellemző, hogy a diszperz közeg együtt mozog a centrifuga forgó részével, tehát a működés közben a közegnek és a vele együtt forgó részecskéknek a szögsebessége állandó. Így a centrifugális erőterben végzett ülepedítés esetében az ülepedési sebesség a következőképpen írható fel (Dévay, 2013; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012):

$$u_{\text{centr}} = \frac{D^2 * (\rho_s - \rho_f) * r * \omega^2}{18 * \eta} \quad (1.6.)$$

ahol:

u_{centr} - az ülepedő test sebessége [m/s]	ρ_f – fluidum sűrűsége [kg/m ³]
D – szemcse átmérő [m]	ρ_s – szilárd közeg sűrűsége [kg/m ³]
r - a centrifuga belső sugara [m]	ω - szögsebesség [1/s]
η - dinamikai viszkozitás [Pa s]	

A centrifugális ülepítés hatásosságát a centrifuga jelzőszáma (φ) fejezi ki, amely a centrifugális erő és a gravitációs erő, illetve a gyorsulás értékek arányából számolható ki (Dévay, 2013):

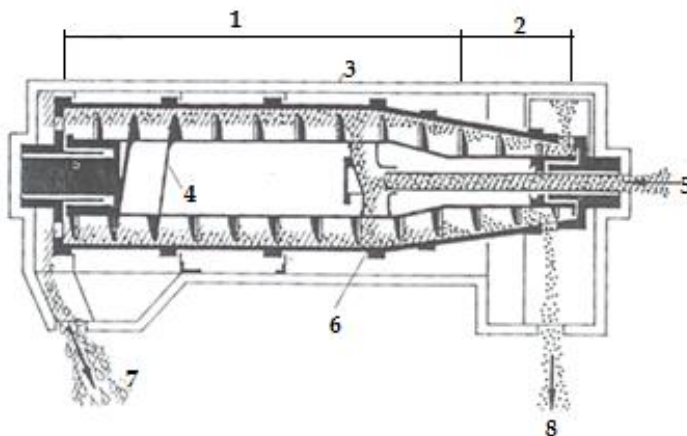
$$\varphi = \frac{m * r * \omega^2}{m * g} = \frac{r * \omega^2}{g} \quad (1.7.)$$

ahol:

φ – centrifuga jelzőszáma [-] m – tömeg [kg]
 ω – szögsebesség [1/s] r – a centrifuga belső sugara [m]

A centrifugákat feloszthatjuk szakaszos- vagy folyamatos üzemű, illetve ülepítő- vagy szűrőcentrifugákra és folyadékszeparátorokra. A szakaszos üzemű centrifugák energiaigényesebbek, mint a folyamatos üzemű centrifugák, mert minden ürítésnél le kell állítani, és az újabb üzembe helyezéshez fel kell gyorsítani, még ezzel szemben a folyamatos üzemű centrifugáknál a töltési és ürítési műveletekhez nem kell leállítani a berendezést, mert ezek a műveletek forgásközben szakaszosan vagy folyamatosan megoldhatóak (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

Mind ülepítési, mind pedig víztelenítési célokra a csigás centrifugákat (más néven dekanter centrifuga vagy csigás ülepítő) használják. Például a szennyvíziszap vagy a hígtrágya víztelenítésében is alkalmazzák (1.3. ábra).



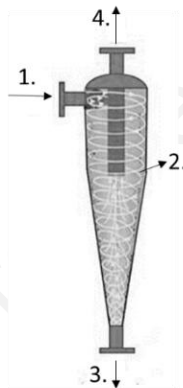
1.3. ábra: Dekanter centrifuga, ahol az iszapvíz a folyadék, a sűrített iszap pedig az ülepített anyag (Kocsis, 2011 nyomán)

(1. ülepítő szakasz, 2. sűrítő (víztelenítő) szakasz, 3. borítófal, 4. forgó csiga, 5. iszapbetáplálás, 6. forgó köpeny, 7. iszapvíz, 8. sűrített (víztelenített iszap))

A szennyvízkezelésben a centrifugális erőterben történő ülepítő berendezés a hidrociklon. A centrifugálással azonos elméleti megoldások alapján a hidrociklonok

sűrűségkülönbség alapján választják el a folyadékot a szilárd anyagtól, de szerkezeti megvalósításuk azonban lényegesen eltérő. A centrifugákban a dob forgatásával hozunk létre centrifugális erőteret, ennek hatására a dobba juttatott folyadék adott, a viszkozitással arányos veszteséggel felveszi a dob fordulatszámát és vele együtt forog. A dobban lényegében centrifugális erőterben lamináris ülepítés megy végbe (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

Még ezzel szemben a hidrociklonok (homok leválasztó ciklon), olyan irányváltásos ülepítő berendezések, amelyekben az irányváltoztatás körpályán történik. Álló dobba nagy sebességgel betáplált szilárd-folyadék szuszpenziót körpályára kényszerítik a készülék fala mentén, ezáltal a hidrociklonban a centrifugális erőteret nem a dob forgása hozza létre, hanem a szuszpenzió mozgása. A hidrociklon hatásfoka rosszabb, mint a centrifugáké, ezért csak nagyobb sűrűségkülönbség esetén alkalmazzák. Például a szennyvízkezelésben, amikor magas homoktartalmú ipari szennyvizek kezelésében a homok kiválasztására hidrociklont használnak. Így a legfontosabb feladata a vízben lebegő ülepíthető szilárd anyagok eltávolítása (Cséfalvay et al., 2011; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).



1.4. ábra: Ciklon működésének vázlatja (Dévay, 2013 nyomán)

(1. tisztítandó gáz betáplálási pontja, 2. centrifugális erőter révén kialakult spirál alakú pálya, 3. leválasztott por, 4. tisztított gáz elvezetése)

A ciklonok (1.4. ábra) esetében gázokban lévő szilárd szemcsék, porszemcsék eltávolítása a cél. A portartalmú gázt vagy levegőt megfelelő sebességgel érintő irányban egy hengeres tartályba vezetjük (1.4 ábra 1.), amely alul kúpos kialakítású. A gáz a belépést követően perdületet kap, és körpályára kényszerül (1.4 ábra 2.). A szilárd szennyeződések a centrifugális erő hatására kirakódnak a berendezés palástjára, amelyen spirálisan lefelé áramlanak a gyűjtőedénybe (1.4 ábra 3.). A tiszta gáz a szimmetrikusan elhelyezett bemerülő csövön keresztül távozik (1.4 ábra 4.). Ha nagy mennyiségű közeget kell ciklon segítségével portalanítani, akkor nem a ciklon méretét növeljük meg, hanem párhuzamosan több ciklont összekapcsolunk. Az így kialakított ciklonokat ciklontelepnek

és ha az összekapcsolt ciklonok tömbből vannak kialakítva, akkor multiciklonoknak nevezzük (Cséfalvay and Mika, 2008; Fecske, 2005; Mika, 2008).

Ülepítés elektrosztatikus erőterben

Elektrosztatikus erőn alapuló porleválasztás alapja, hogy a porszemcséket negatív töltéssel látjuk el (elektronokat adunk át), így azok a pozitív töltés felé fognak vándorolni. Az elektrosztatikus porleválasztók működési elve a következő: a hálózati váltakozó áramot feltranszferálják, majd egyirányítják. Az egyirányító negatív pólusát az ionizáló elektródra, a pozitív pólusát a porgyűjtő elektródra kapcsolják. Az elektródákra kapcsolt feszültség révén az elektródák között elektromos mező keletkezik és a gázban jelenlévő gázionok az elektromos erőter hatására felgyorsulnak és a semleges gázmolekulákkal ütköznek. Ennek következtében újabb gázionok és szabad elektronok keletkeznek, azaz a gáztömeg ionizálódik. Ha a készülékre kapcsolt feszültség elég nagy, akkor a negatív töltésű ionok a pozitív elektróda felé vándorolnak. Így a szemcsék eltávolításának négy fázisa van, melyek a következőket jelentik. Az első fázisban a porszemcsék elektromos feltöltődnek, ezután a feltöltött részek elmozdulnak az elektromos térben. Harmadik fázisban a por összegyűlik az elektródokon, majd az utolsó fázisban pedig a por eltávolítása történik az elektród felületéről. Az elektrosztatikus porleválasztót jó leválasztási határfoka, megbízható működése és olcsó üzemeltetési költsége miatt igen széles körben alkalmazzák. A széntüzelésű erőművek pernyeleleválasztására kizárólag elektrosztatikus leválasztót használnak, és valamennyi hulladékégetőnél gáztisztításra elektrosztatikus leválasztót is alkalmaznak (Barótfi, 2003; Fecske, 2005; Horváth, 2011).

1.1.3. Szűrés, szűrőberendezések

A **szűrés** az ülepítésnél általában költségesebb művelet, de előnye, hogy a sűrűségkülönbségtől függetlenül alkalmazható és tökéletesebb szeparációt tesz lehetővé. A szűrés nemcsak a kémiai- vagy biotechnológiai eljárásokban, hanem a környezetvédelmi technológiákban is alapvető művelet, hiszen a szennyező anyagok jelentős hányada heterogén diszperz rendszer formájában kerül ki a vizekbe vagy levegőbe, és ezek elsődleges feldolgozása legtöbbször a szűrés műveletével kezdődik. A szűrés olyan áramlási művelet, amely során egy szűrőközeggel fluidumban elosztatott szilárd részecskéket tartalmazó heterogén diszperz rendszerek szétválasztását végezzük. Más megfogalmazásban a szűrés szilárd anyag elválasztását jelenti folyékony anyagtól oly módon, hogy a szilárd részecskéket tartalmazó folyadékot (szuszpenziót) pórusos szűrőközegen (szűrőpapír, szűrővászon) engedjük át. A szűrőrétegen áthaladó diszperziós közeget szűrletnek, a lokalizálódott diszperz részecskéket szűrőiszapnak vagy szűrőlepenynek nevezzük.

A művelet hajtóereje a szűrőközeg két oldala közötti nyomáskülönbség, amelyet létrehozhatunk: gravitációs erővel, vákuummal, nyomással vagy centrifugális erővel. A szűrés hajtóereje szerint megkülönböztetünk:

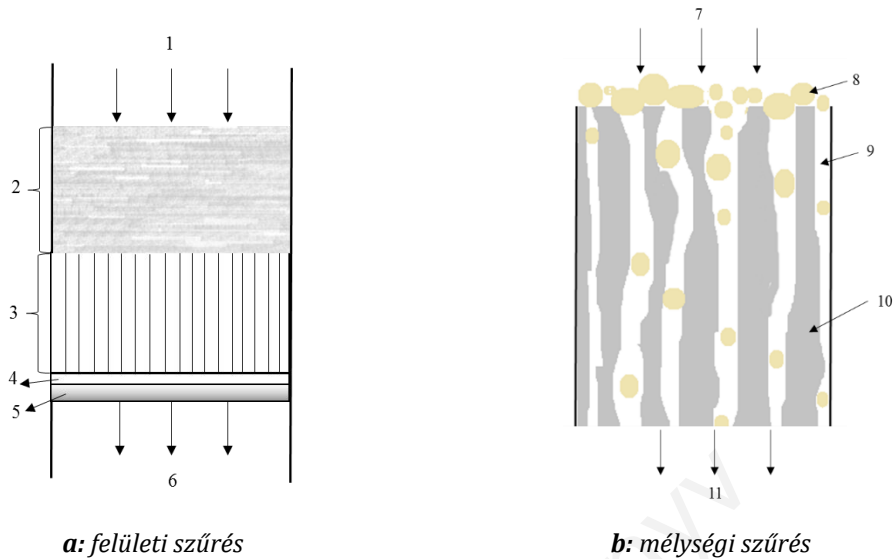
- **gravitációs szűrőket**, melyek hidrosztatikai nyomással működnek,
- **nyomószűrőket**, melynél a szűrőréteg belépő oldalán túlnyomást alkalmazunk,
- **vákuumszűrőket**, amelyek esetében a szűrőréteg kilépő oldalán létrehozott nyomáscsökkenést alkalmazunk,
- **és szűrőcentrifugákat**, ezek pedig centrifugális erőteret felhasználó szűrőberendezések.

A megfelelő szűrési eljárást a kiszűrendő részecske mérete határozza meg. A hagyományos markoszűréssel a 1 μm -nél nagyobb, a membránszűréssel az 1 μm -nél kisebb méretű komponenseket tudjuk eltávolítani a heterogén diszperz rendszerből. A makroszűrés mechanizmusa alapján két típust különböztetünk meg:

- **Kalibráció vagy felületi szűrés, iszaplepeny szűrés** (1.5. a ábra): a szűrőréteg pórusai kisebbek, mint a diszperz részecskék méretei. Az előbbieken leírtak szerint a felületi szűrés esetében a leválasztandó komponensek, részecskék nem hatolnak szűrőközeg belsejébe, hanem annak felületén összefüggő réteget alkotnak, amely továbbiakban szintén szűrőként viselkedik. Ebben az esetben a szűrőfelületen a kialakult összefüggő réteget lepenynek nevezik. A szűrőlepeny a kiszűrendő szilárd anyag legnagyobb szemcséiből kezd el felépülni, majd erre rakodnak le az egyre kisebb szemcsék, így alakul ki az a réteg, mely már képes a finomabb részecskék kiszűrésére is. Felületi szűrés esetében a szűrőközeg lehet perforált lemez, szitalemez, drótszövet, szűrővászon vagy szűrőpapír.
- **Adhézió vagy mélységi szűrés** (1.5. b ábra): a szűrőréteg pórusai nagyobbak, mint a diszperz részecskék mérete, de a pórusokba került szilárd anyagot felületi erők képesek megkötni és a diszperz rész megkötődése a szűrőréteg minőségétől függ. Mélységi szűrés esetén a szilárd komponensek a szemcsés vagy szálas szűrőközeg belsejébe hatolnak, és ott annak szabálytalan alakú, de a leválasztandó részecskénél nagyobb keresztmetszetű csatornáiban, kapillárisaiban vagy üregeiben a tehetetlenségi és felületi erők hatására kiválnak, lerakódnak. Mélységi szűrés esetén a szűrőközeg kavics-, homok-, aktív szén -, illetve kocsz. Például a talajon átszivárgó víz is mélységi szűréssel tisztul (Benedek and László, 1963; Davis, 2010; Dévay, 2013; Cséfalvay and Mika, 2008; Fonyó and Fábry, 2004; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Nathanson and Schnneider, 2015).

Szűrőberendezésnek nevezzük azokat a készülékeket, amelyekben elhelyezhetjük a szűrőközeget/szűrőréteget, amelyeket az iszap felvételére megfelelő kamrával látunk el. Továbbá tartalmazza a szűrlet felfogására és elvezetésére alkalmas tartályt vagy leeresztő csatornát is, illetve megfelelő szerkezeteket a szűrendő mennyiség betáplálására és esetleges elvételére. A szűrőberendezések lehetnek szakaszos - és folyamatos üzeműek. A szakaszos üzemű szűrők: kavics - vagy homokszűrők, táskás szűrők, szűrőprések, melyek lehetnek keretes vagy kamrás, és használhatunk szűrőcentrifugákat is. A folytonos üzemű szűrők közül a leginkább elterjedt a vákuum dobszűrő, illetve félfolyamatos és folyamatos

üzemű szűrőcentrifuga (Fonyó and Fábry, 2004; Domonkos, 2011; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Horváth, 2011).



1.5. ábra: A felületi és mélységi szűrés elvi vázolata (Dévay, 2013; Fonyó and Fábry 2004; Nathanson and Schnneider, 2015 nyomán)

(1. betáplálási pont, 2. szuszpenzió (szűrendő anyag), 3. a kialakult iszaplepleny, 4. szűrőközeg/ szűrőkendő, 5. tartórács, 6. szűrlet (filtrátum) elvezetése, 7. betáplálási pont, 8. oldhatatlan komponensek/szemcsék, 9. a szűrőközeg által kialakított kapilláris, 10. szűrőközeg (pl. kvarchomok), 11. szűrlet (filtrátum) elvezetése)

A szűrési műveletek alkalmazásakor fontos a szűrőberendezés teljesítőképességének, azaz a szűrési teljesítménynek a meghatározása. A szűrési teljesítmény az időegység alatt átáramlott folyadék mennyiségével jellemezhető, mely a szűrési ellenállás növekedésével csökken. A szakaszos üzemű szűrőberendezéseknél a teljesítményt az egységnyi szűrőfelületre vonatkoztatott szűrési sebesség jellemzi, ami az egységnyi szűrőfelületen egységnyi idő alatt áthaladó szűrt folyadék térfogatát jelenti (Horváth, 2011; Dévay, 2013):

$$v_{sz} = \frac{1}{A} \frac{dV}{dt} = \frac{\Delta p}{\alpha \eta L} \quad (1.8.)$$

ahol:

v_{sz} - szűrés sebessége [m/s]

V - szűrlet térfogata [m³]

A - felület [m²]

t - szűrési idő [s]

Δp - nyomesés [Pa]

α - iszapréteg fajlagos ellenállása [m/kg]

η - szűrlet dinamikai viszkozitása [Pa s]

L - rétegvastagság [m]

A (1.8.) egyenlet a Darcy-féle szűrés differenciálegyenlete, amely szerint a szűrés sebessége egyenesen arányos a nyomáskülönbséggel (Δp), fordítottan arányos a szűrlet dinamikai viszkozitásával (η), a szűrőréteg fajlagos ellenállásával (α), és az iszapréteg vastagságával (L). Fonyó és Fábry (2004) Vegyipari művelettani alapismeretek könyvében további levezetések találunk a szűrési eljárással kapcsolatban. A könyvben a különböző ellenállások/nyomásesések (szűrőközeg ellenállása, a szűrési berendezés ellenállása) figyelembe vételével megállapították a Carman-féle szűrés alapegyenletet, amely a következő:

$$\frac{dV}{dt} = \frac{\Delta p A}{\eta \left(\alpha c \frac{V}{A} + R_m \right)} \quad (1.9.)$$

ahol:

V – szűrlet térfogata [m^3]

t – szűrési idő [s]

Δp – nyomásesés [Pa]

A – felület [m^2]

c – egységnyi térfogatú szűrletből felhalmozódó részecskék tömege [kg/m^3]

α – iszapréteg fajlagos ellenállása [m/kg] R_m – szűrőközeg ellenállása [$1/m$]

A (1.9.) egyenlet alkalmazható állandónyomáson vagy állandó sebességgel végrehajtott szűrési eljárások esetében is (Fonyó and Fábry, 2004).

Az eddig leírtakból megállapítható, hogy a szűrés célja lehet a szilárd anyag kinyerése (szűrőlepeny az értékes termék), a diszperziós közeg tisztítása (a szűrlet az értékes termék) vagy ez a két cél együttesen. Cél mind a szilárd anyag kinyerése, mind pedig a diszperziós közeg tisztítása is (Halász et al., 2012).

Szűrést, mint művelettani eljárást környezetvédelem számos területén alkalmazzák. A kommunális szennyvíztisztításban a finomszűréssel, amely 3-1 mm résmérettel történő lebegőanyag eltávolítást végezhetünk. Finomszűréssel már a szennyező anyag 10-20 %-a is eltávolítható a szennyvízből. A finomszűrésnek különleges szerepe van az ultraszűréssel (membránnal) történő iszapvisszatartásnak fázisszétválasztás esetén is. A durvább darabos részek a membránokat megsérthetik, ezért eltávolításuk ilyenkor elengedhetetlen, melyet finomszűréssel oldhatunk meg (Kárpáti, 2011).

Továbbá a szűrés alkalmazható, mint mintaelőkészítési eljárási a levegő vagy gáz minőség vizsgálata kapcsán, mert a gázelemző műszereknél igen fontos, hogy a mérendő gáz porszennyeződéstől mentes legyen. Ennek érdekében több lépcsős szűrést alkalmaznak. A szűrést a gázelemző bemenetén alkalmazzuk, hogy a gázvezeték falán lerakódott por és

az áramló finom por ne károsítsa az elemzőt. De nemcsak mintaelőkészítésnél alkalmazható, hanem a szűrés a legelterjedtebb és legrégebben alkalmazott porleválasztási módszer is. A szűrés lényege, hogy a portartalmú gázokat porózus szűrőrétegen átvezetve a porszemcsék a szűrőrétegre feltapadva visszamaradnak (Rádainé, 2011).

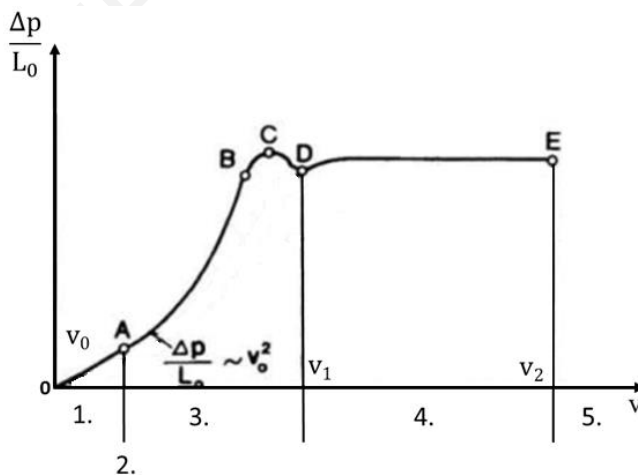
1.1.4. Fluidizáció

Ha egy fluidumot áramoltatunk egy függőleges csőben elhelyezett szemcsés rétegen keresztül, akkor a fluidum áramlási sebességétől függően 3 állapot valósulhat meg:

- ha a fluidum lineáris áramlási sebessége egy jellemező v_0 értéknél kisebb, akkor a szemcsék mozdulatlanok maradnak és az így kialakult rendszert **állóság**nak nevezzük;
- ha a fluidum áramlási sebessége egy jellemező v_2 értéknél nagyobb, akkor a fluidum a szemcséket magával vissza, így a fluidum a szemcséket **pneumatikusan szállítja**;
- ha a fluidum áramlási sebessége $v_0 < v_1 < v_2$, akkor a szemcsehalmaz fellazul, de szemcsék a fluidum által nem szállítódnak el, hanem a csőben maradnak, és azon belül mozognak, így kialakul a **fluidizációs állapot** (Halász et al., 2012).

Ebből következik, hogy a fluidizáció az a jelenség, amikor egy töltött oszlopon áramló fluidum a szilárd részecskéket lebegő állapotban tartja (Cséfalvay and Mika, 2008).

Ha egy töltött csőben áramló fluidum üres oszlopra vonatkoztatott áramlási sebességét növeljük, és közben mérjük a töltet nyomásesését, akkor az alábbi görbét kapjuk (Fonyó and Fábry, 2014; Domonkos, 2011):



1.6. ábra: A sebesség és a nyomásvesztés függése (Domonkos, 2011; és Fonyó and Fábry, 2004 nyomán)

(1. lamináris áramlás, 2. nyugvó töltet, 3. turbulens áramlás, 4. fluidizációs állapot, 5. pneumatikus szállítás)

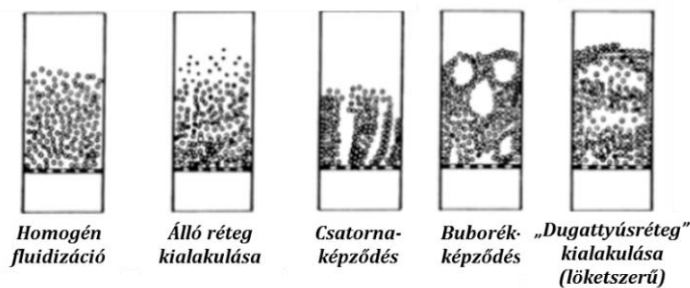
A 1.6. ábrán látható, hogy szemcserendszeren átáramló fluidum áramlási sebesség emelésével hogyan változik a nyomásesés, ezáltal megállapíthatjuk a fluidum áramlási sebessége és a nyomásesés között összefüggéseket. A *0 ponttól* az *A pontig* tartó szakasz egy lineáris szakasz. Ezen a szakaszon az áramlás jellege lamináris a nyomásesés a sebességgel egyenes arányosan nő. Az 1.6. ábra az *A pont* után már az áramlás jellege turbulens lesz, azaz a Re-szám folyamatosan növekszik. Az *A pont* és *B pont* közötti szakasz a növekvő Re-számmal és a nyomásesés négyzetes összefüggésével írható le. Ez csak addig érvényes még a részecskék nyugalomban vannak. A *B pont* és a *C pont* által jelzett szakaszon a részecskék elkezdnek lebegni és a kisebb ellenállás irányába rendeződnek. A sebesség további növelésével az ellenállás is tovább nő, de kisebb mértékben, majd a *C ponton* egy maximális értéket ér el az ellenállás. Ennek az az oka, hogy a fellazulás már csökkenti az ellenállást, mégpedig nagyobb mértékben, mint ahogy a sebesség növekedés növelné. A *D pont* és az *E pont* közötti szakaszon kialakul a **fluidizált állapot**, ahogy azt a 1.6. ábra is szemlélteti. Ezen a szakaszon a további sebesség növekedés már nem okoz nyomásesését. Ha tovább növeljük az áramló közeg sebességét, akkor kialakul a pneumatikus szállítás, így a töltet pneumatikusan kiszállítódik (Domonkos, 2011; Fonyó and Fábry, 2004).

A Fanning-egyenlettel megadhatjuk a fluidum áramlási sebesség és a nyomásesés vagy nyomásveszteség ($\Delta p/L_0$) közötti összefüggést (Domonkos, 2011; Fonyó and Fábry, 2004):

$$\frac{\Delta p}{L_0} = 4 f_m \frac{1}{D_p} \frac{v_0^2 \rho_f}{2} \quad (1.10.)$$

ahol:

- | | |
|--|---|
| $\Delta p/L_0$ - nyomásveszteség [Pa/m] | Δp - nyomásesés [Pa] |
| L_0 - kezdeti ágy magasság [m] | f_m - súrlódási tényező [-] |
| D_p - részecske átmérő [m] | ρ_f -közeg sűrűsége [kg/m ³] |
| v_0 - üres oszlopra vonatkoztatott áramlási sebesség [m/s] | |



1.7. ábra: Homogén és inhomogén fluidizációs rétegekre példa (Fonyó and Fábry, 2014 nyomán)

Ahogy azt a 1.7. árba is szemlélteti az egyes paraméterek hatást gyakorolnak a fluidizációra így inhomogén fluidizációs réteg alakul ki. Ha a rendszeren belül a szemcsék finom porok ($D_p = 10 \mu\text{m}$), akkor fluidizáltatva csatornák alakulnak ki, így a gáz és a szilárd anyag nem keveredik. Ha a szemcseátmérő (D_p) 0,1 és 1 mm között van, akkor a gáz buborékokban tör át a rétegen. Durva porok esetén (D_p) 1 mm és 3 mm közötti szemcseátmérőnél a fluidizáció löketszerű. A rétegmagasság is befolyásolja a fluidizáció jellegét. Ha a rétegmagasság 1,5 cm és 2 cm közötti több kis csatorna alakul ki, melyek folyamatosan vándorolnak, de az áramlási sebesség növelésével a csatornák helye állandósul. Közepes rétegmagasságnál ($2 \text{ cm} < L_o < 25 \text{ cm}$) buborékképződés lép fel. Vastag rétegmagasság esetében ($L_o > 25 \text{ cm}$) a fluidizáció löketszerű (Domonkos, 2011).

1.2. MECHANIKAI MŰVELETEK

A mechanikai műveleteket elsősorban a szilárd anyagok előkészítésére, szilárd végtermékek megmunkálására, valamint szilárd darabos és por alakú anyagok szállítására használják. Ilyen műveletek a szilárd anyagok aprítása, szemcsehalmazok elválasztása, osztályozása, de ide sorolják a szilárd anyagok keverését is (Fonyó and Fábry, 2004; Halász, Hannus, and Kiricsi, 2012; Horváth, 2011).

1.2.1. Szilárd-szilárd rendszerek elválasztása

A szilárd keverékek értékes anyagokat is tartalmazhatnak (pl.: hulladék fém darabokat, vagy kompozit hulladék őrleményei), és a szilárd keverékek komponensei többé-kevésbé eltérő sajátos fizikai tulajdonságokkal rendelkezhetnek. Ilyen tulajdonság lehet a sűrűség, a szemcsefelületek hidrofób-hidrofil jellege, mágnesezhetősége, elektromos vezetőképessége vagy feltöltődési hajlam. A szilárd szemcsés anyaghalmazok osztályozását szemcsék vagy darabok mérete és/vagy sűrűségkülönbsége alapján azok anyagmozgatásával valósíthatjuk meg. A porok, szemcsék elválasztása alkalmával alapvető tulajdonságokat figyelembe kell vennünk, melyek a következők:

- szemcseméret,
- halmazsűrűség vagy fajtérfogat (a rendszer valódi sűrűsége, melynél figyelembe vesszük a szemcsehalmaz szerkezetét),
- szemcsealak,
- felületi jellemzők (elektrosztatikus feltöltődés lehetősége),
- hidrofil-hidrofób jelleg,
- folyadék felvételi képesség stb.

Az osztályozásnak két alapvető módszere ismert: a szitálás (rostálás) vagy a hidraulikai osztályozás (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

1.2.2. Szitálás, rostálás

A szilárd szemcsék méret szerinti elválasztása szitálás vagy rostálás műveletével valósítható meg, melynél a szilárd szemcsehalmaz mechanikai elválasztása mozgatott,

rezegtetett szitákon valósítható meg (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012). A szitálás során a szemcsés anyagalmaz különböző nagyságú részecskéit választjuk szét adott lyukméretű szitalemez vagy szitaszövet segítségével, de előfeltétele a műveletnek, hogy a szövetfelületen a szemcsés anyagalmaz elmozduljon. Továbbá a szemcsék egymáshoz viszonyított mozgékonyosságának, gördülékenységének a bizonyos fokú megléte is kell a művelet végrehajtásához. A szitálás folytonos művelet. A szétválasztandó anyagot folyamatosan adagoljuk a folyamatosan mozgó szitára, ezáltal a szétválasztandó anyag egy része a szita lyukán átesik és a többi a szita felületén marad (Fecske, 2005; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012). A szitálás történhet állórácson a gravitációs erő révén vagy rácselemek mozgatásával, vagy a kézi szitálásra emlékeztető rostálással, amikor a szemcsék a szitalap síkjában mozognak. Hatásos szitálás valósítható meg a rezgőszitálással, amikor a szemcsék többnyire ugrálnak a sík szitalapon (vibrátorok) vagy csúsznak (lengősziták). A szitálás eredményességét/hatásfokát többek között a szemcse és a szitanyílás méretének viszonya, a kritikus szemek mennyisége (szemcseeloszlása), a szemcse és a szitanyílás alakja, a szemcsemozgás iránya, sebessége, a szitalap hossza, a szemcse szitalapon való tartózkodásnak időtartama, a szitálandó anyag nedvességtartalma, és a szemcse és a szitalap anyaga befolyásolja, ill. ezek a tényezők határozzák meg (Csóke, 2011).

A szitálás fontos szerepet tölt be a hulladékok előkészítésében, melyek a következők:

- finom szennyezők, föld stb. leválasztása (építési hulladék-előkészítés, válogatás),
- a szeparálást vagy aprítást zavaró a túlméretes darabok leválasztása,
- a szeparálás (dúsítás) által igényelt szemcseméret beállítása (különösen fontos válogatás, örvényáramú és légáramban való szeparálás előtt),
- végtermék-szemcsefrakciók előállítása (építési hulladék) (Csóke, 2011).

A hulladékelőkészítés leggyakrabban alkalmazott szitaberendezése az anyag jó áthalmazására képes dobszita. Dobszitákat a hulladékelőkészítésben főleg a durva (20-40 mm) osztályozásra alkalmazzák, különösen heterogén építési és szilárd települési hulladékokból a finom szennyeződések (talaj, por) leválasztására, valamint a komposztálásban a késztermék frakciók előállítására használható (Csóke, 2011).

Szemcseméret szerinti frakcionálást a talajok kármentesítési eljárásaiban is alkalmazzák. Az eljárás alkalmával frakcionálják a szennyezett talajt fajsúly és szemcseméret alapján, mivel a szennyezők nagy része a finom frakcióban (<0,063 mm) koncentrálódik. A nagyobb szemcseméretű frakciókhoz kötődő szennyezők aránya kevésbé jelentős. A durva kődarabokat és törmelékeket rostálással eltávolítják, majd a talajt sűrű vizes szuszpenzióvá alakítják, ami ezután egy mosórendszerbe kerül. A technológia alapja a többfokozatú mosás közbenső osztályozással. Az osztályozás történhet ülepítéssel, hidrociklonokkal vagy flotációval. Adalékanyagokkal a folyamat hatásfoka növelhető. A nagyobb szemcseméretű tiszta frakciók eltávolítása után a szennyezett finom frakció

(agyag, iszap) a szennyezőanyagtól függően kerül tisztításra (termikus deszorpció, deklórozás, oldószeres extrakció, égetés, stabilizáció, biológiai kezelés stb.). A mosóvíz kezelésére/tisztítására alkalmas technológia a szennyezőanyagtól függően kerül kiválasztásra és optimalizálásra (Fülek, 2011).

1.2.3. Mágneses és elektrosztatikus elválasztási eljárások

A mágneses elválasztási technológiákkal a ferromágneses és jól mágnesezhető fémetek tudjuk elválasztani a szilárd keverékünkben, mivel a mágneses tér minden benne lévő anyagra hat. A szilárd anyagokat ebből a szempontból két nagyobb csoportba sorolhatók. Diamágneses (mágneses teret taszítja) és paramágneses (mágneses tér hatására vonzás lép fel) anyagok. A paramágneses anyagok közé sorolható a ferromágneses anyagok. A ferromágneses anyagokra nézve a mágneses tér olyan mértékű vonzóerőt gyakorol, hogy a többi anyagtól ezen hatás révén elkülöníthetők. Ilyen elven működnek a mágneses szeparátorok (Csőke, 2011; Halász, Hannus, and Kiricsi, 2012).

Az elektrosztatikus elválasztás azon a jelenségen alapszik, amikor a szemcsés anyagok keverékében egy vagy több komponens szemcséi elektrosztatikus erőterbe léve felületi töltésre tesznek szert. Így a töltéssel rendelkező szemcsék a töltésük előjelétől függően elválaszthatók, mivel az alkalmazott elektródák esetén így a töltéstől függően taszító és vonzó hatást érhetünk el. Ha a különböző töltésű részecskék külön-külön tartályba/csatornába kerülnek akkor elérhető az elválasztás. A gyakorlatban a papír-, műanyag hulladékok szelektív elkülönítésére, fémhulladék szétválasztására alkalmas eljárás (Barótfi, 2003; Halász, Hannus, and Kiricsi, 2012).

1.3. ELVÁLASZTÁSI (ANYAGÁTADÁSI) MŰVELETEK

Elválasztási (anyagátadási) műveletek, amelyek feladata homogén elegyek komponenseinek elkülönítése egy második fázis megjelenésével és a komponenseinek két fázis határán keresztül történő szelektív áthaladásával. A homogén rendszerek (gáz- vagy folyadékelegyek, oldatok) komponenseit diffúziós elválasztási műveletekkel lehet elkülöníteni úgy, hogy egy vagy több anyag lép át az egyik fázisból a másikba. A folyamat tehát anyagátadás, ami a fázisok határfelületén diffúziós úton megy végbe. Az anyagátadás minden esetben a valós és az egyensúlyi koncentráció közötti különbség hatására jön létre. A koncentrációkülönbség tehát az anyagátadás hajtóereje.

A különböző komponensek szétválasztása kétféle módon valósítható meg:

- Két, egymással nem elegyedő fázis érintkeztetésével. Ezek közé tartoznak a hagyományos anyagátadási műveletek. Ezeknél a műveleteknél az anyagátmenet a fázisegyensúly eléréséig tart (és a hajtóerő az egyensúlytól való eltérés), ezért nevezik ezeket egyensúlyi műveleteknek is. A leggyakrabban alkalmazott eljárások a desztilláció, rektifikálás, adszorpció, abszorpció, extrakció, kristályosítás, ioncsere.

- Két elegyedő fázis között egy szelektíven áteresztő membránon keresztül jön létre anyagátmenet, ezek a membránműveletek. Ezek az úgy nevezett nem-egyensúlyi műveletek (Cséfalvay et al., 2011; Csőke, 2011; Halász, Hannus, and Kiricsi, 2012).

A három közismert halmazállapotból négy, egymással nem elegyedő fázispárt lehet kiválasztani: gáz–folyadék, gáz–szilárd, folyadék–folyadék, folyadék–szilárd. A nem elegyedő fázisok érintkeztetésével létrejövő fontosabb elválasztó műveletek csoportosítását mutatja az 1.2. táblázat (Cséfalvay et al., 2011).

1.2. táblázat: A heterogén diszperz rendszerek osztályozása (Cséfalvay et al., 2011)

1. fázis	2. fázis	Anyagátmenet iránya	Művelet neve
Gáz (G)	Folyadék (F)	$G \leftrightarrow F$	Desztilláció
		$G \rightarrow F$	Abszorpció
		$F \rightarrow G$	Deszorpció (kihajtás, sztrippelés)
Gáz (G)	Szilárd (S)	$G \rightarrow S$	Adsorpció
		$S \rightarrow G$	Deszorpció vagy szárítás
Folyadék (F ₁)	Folyadék (F ₂)	$F_1 \rightarrow F_2$	Extrakció
		$F_2 \rightarrow F_1$	Vissza-extrakció (sztrippelés)
Folyadék (F)	Szilárd (S)	$F \rightarrow S$	Adsorpció
		$S \rightarrow F$	Deszorpció vagy extrakció (kilúgzás)
		$F \leftrightarrow S$	Ioncsere

1.3.1. Desztilláció

A folyadékelegyek szétválasztásának egyik leggyakrabban alkalmazott módszere a gőzfolyadék egyensúlyon alapuló **desztilláció** ill. az ismételt desztilláció: a **rektifikálás**. A desztilláció folyadékelegyek alkotórészeinek elválasztása az elegy részleges elgőzölögtetésével és az elkülönített gőz, valamint a maradék visszanyerésével. Az egyszerű desztilláció lényege, hogy a folyékony elegy egy részét hőközléssel elpárologatjuk, és a keletkező gőzt más helyen hűtéssel ismét cseppfolyósítjuk (kondenzáljuk). A kondenzált gőz a párlat (desztillátum), a visszamaradó, el nem párolgott rész a lepárlási (desztillációs) maradék. Ha a komponensek illékonyasága különböző, a párlatban az illékonyabb komponens (amelyik azonos nyomáson, alacsonyabb hőmérsékleten forr) koncentrációja nagyobb lesz, mint a kiindulási elegyben. A maradékban pedig a kevésbé illékony komponens dúsul. A desztillációval tehát az illékonyaságuk különbözősége alapján tudjuk elválasztani a komponenseket. Ha ezeket a komponenseket nagy tisztaságban kívánják előállítani, akkor rektifikálást (többszöri

részleges elpárologtatás és részleges kondenzáció) alkalmazunk (Cséfalvay et al., 2011; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Mika, 2008).

A művelet a vegyipar egyik legfontosabb szeparációs művelete. Az ipar legkülönbözőbb területein találkozunk vele például kőolajfeldolgozásban, élelmiszer- és növényolajiparban, gyógyszeriparban és szerves anyagok szétválasztásakor. A desztillálást a víztisztításban is alkalmazzák, bár egyre csökkenő mértékben, mert az ioncserés víztisztítási eljárások egyre inkább teret hódítanak (Mika, 2008). A víztisztítás mellett a desztillációt környezetvédelem területén alkalmazhatjuk az oldószerek regenerálására, káros, illékony komponensek (Volatile Organic Compounds, VOC) folyadékelegyből történő eltávolítására, szennyvizek fiziko-kémiai kezelésére, melynek során az illékony komponensek eltávolításával a kémiai oxigénigényt (KOI) is csökkentjük, valamint a kihajtott komponens(ek)e)t lehetőség szerint újrahasznosítjuk. Desztillációval sikeresen eltávolíthatunk számos halogéntartalmú szerves szennyezést is (Adsorbable Organically bound halogens, AOX) (Horváth, 2011).

1.3.2. Abszorpció

Abszorpció (gázelnyelés) alkalmával az adott gázelegyből az oldható gáz- vagy gőzkomponenseket alkalmas folyadékkal érintkeztetjük azért, hogy gázelegy egy vagy több komponensét eltávolítsuk, és a folyadékban egy vagy több anyag oldatát hozzuk létre. Általában a gáz fő komponense nem oldódik a folyadékban, és a folyadék fő komponense nem párolog (nem megy át a gáz fázisba). Az ellenkező irányú anyagátadás művelete a deszorpció (kihajtás), amikor a folyadékelegyből egy vagy több illó komponenst egy inert gázzal (pl.: nitrogén, argon) eltávolítunk. Az egymást követő abszorpció-deszorpció eredményeként a célkomponens koncentrációja jelentősen növelhető. Az abszorpciót alacsony hőmérsékleten (és néha megnövelt nyomáson), a deszorpciót magas hőmérsékleten (és alkalmanként vákuumban) végzik. Az abszorpciós, deszorpciós egyensúlyok jelentős hőmérsékletfüggést mutatnak. Az abszorpció általában exoterm, a deszorpció pedig endoterm folyamat (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Mika, 2008). Az abszorpciós műveletek végrehajtására használt berendezések az abszorberek, melyekben nagy gáz-folyadék érintkeztetési felületet kell biztosítani a gyors anyagátadás elősegítésére, ezért a gyakorlatban alkalmazott abszorbereket az érintkezési felület kialakítási módja alapján csoportosítják. Így megkülönböztetünk felületi és filmabszorbereket, keverő berendezéseket, tányéros oszlopokat, buborék- és habkolonnákat, töltetes oszlopokat, ill. porlasztásos (permetező) abszorbereket. Környezetvédelemben az abszorpciót általában gáztisztításra (füstgázok, gázemissziók stb.), káros gázok elnyelésére használják (Horváth, 2011). Például kéndioxid, kénhidrogén, szén-oxidok eltávolítására. (Cséfalvay et al., 2011). Az abszorpció ellentétes művelete a deszorpció. A környezetvédelemben az illékony szerves szennyezők folyadékból (pl.: szennyezet talajvíz) történő eltávolítására szolgáló eljárás, melyet sztrippelésnek nevezünk (Füleky, 2011).

1.3.3. Adszorpció

Adszorpciónak nevezik azt az elválasztási műveletet, melynél gázokat, folyadékokat vagy oldott anyagokat kötünk meg egy szilárd anyagok felületén. Az adszorpció ellentéte a deszorpció, amikor a szilárd felületen megkötött anyagokat gáz- (vízgőz) vagy folyadékfázisok hozzáadásával eltávolítják (Cséfalvai et al., 2011). Adszorbens az a szilárd fázis, melynek felületén a komponensek megkötődnek. Adszorbeátum pedig az adszorbensen megkötődő komponenseket jelentik. Az adszorbens felületének nem minden pontja egyenlően aktív, az adszorpció a csúcsokon, éleken, az ún. aktív centrumokon jön létre. Az adszorpciónak két típusát tudjuk megkülönböztetni a fizikai adszorpciót és a kemisorpciót. A fizikai adszorpció reverzibilis, a hőmérséklet, nyomás, koncentráció megváltoztatásával megfordítható folyamat. Azt a folyamatot, amikor az adszorpció mellett irreverzibilis (visszafordíthatatlan) kémiai reakció játszódik le, kemisorpciónak nevezzük. Az adszorpciók műveletek mindegyike legalább kétfázisú heterogén rendszerben zajlik le, ahol a fázisok minőségén kívül a fázisok határfelületének nagysága és szerkezete is egy befolyásoló tényező.

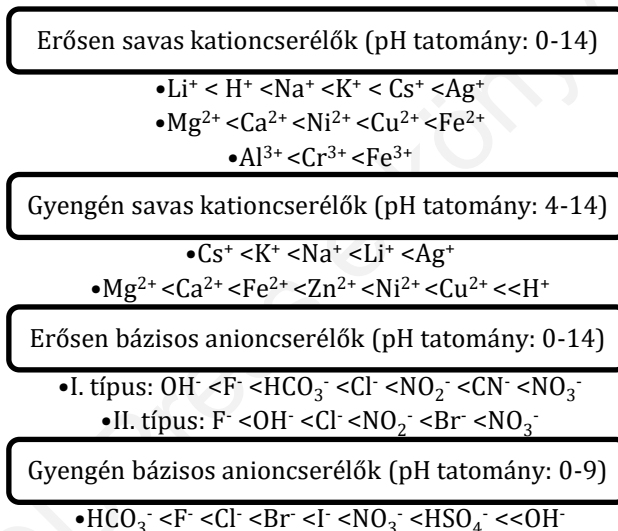
A leggyakrabban használt adszorbens: aktív szén, szilikonüveg alapú adszorbens, cellulóz alapú adszorbens, polisztirol-divinil benzol alapú adszorbens, molekulasziták (zeolitok), aktivált alumínium-oxid, szilikagél (Mika, 2008).

A környezetvédelem területén is alkalmazzák az adszorpciók eljárásokat. Vizsgálatokat végeztek például az arzént tartalmazó rétegvizek arzénmentesítésére különböző adszorbens segítségével. A szilárd adszorbens közül az aktív szenet, az aktivált bauxitot és az aktivált alumínium-oxidot alkalmazták és vizsgálták az arzéneltávolítási hatásfokot. Bizonyították, hogy az aktív szén a 3-5 pH tartományban hatásos, de ez a pH tartomány általában nem jellemző a kezelendő vizekre. Sokkal hatásosabb az alumínium-oxid, mert gyorsan megkötö az ionos formában jelenlévő arsenátot, de az arzén(III)-forma (H_3AsO_3) eltávolítására nem alkalmazható (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

A könnyen illó szerves anyagokkal szennyezett talajok vagy talajlevegő tisztítására szintén alkalmasak a különböző adszorpciók eljárások. Ezen típusú kármentesítési technológiában a pneumatikus szállítás alkalmazásával (lásd 1.1.5. alfejezet) vákuumkutak segítségével létrehozott kis nyomással a helyszínen elszívják az illékony anyagokban gazdag talajlevegőt, majd a felszínen aktív szén szűrőkre vezetik rá azt, és így az illékony szerves szennyezőanyag adszorbeálódik az aktív szén felületén. A szűrőket telítés után a technológiai és a szállítási költségektől függően vagy elégetik, vagy regenerálják. Az eljárás hatásfoka nagymértékben függ a talajviszonyoktól. Ritka az olyan eset, amikor csak a talajlevegő kerül a felszínre. Általában a depressziós kutakba talajvíz is kerül, így a talajlevegőt és a talajvizet együtt termelik ki. Számolni kell a vizes fázisba jutó talajszemcsék/kolloidok jelenlétével is. Ilyenkor az adszorpciók műveletet egy szűréssel, üleptetéssel, levegőztetéssel vagy folyadék/gázszeperáló művelettel egészítik ki. (Füleky, 2011).

1.3.4. Ioncsere

Az **ioncsere** folyamán szervesen vagy szerves szilárd anyagok ionjai (pl. Na^+ , H^+ , OH^-) a környező folyadékban oldott, azonos töltésű más ionokra cserélődnek ki, illetve ebben a folyamatban az oldatból ionok kötődnek meg szilárd ioncserélő felületen. Ha pozitív töltésű ionok cserélődnek ki, kationcseréről, ha negatív töltésű ionok, akkor anioncseréről beszélünk. Az ioncserélők szilárd anyagok, amelyek a felületükön pozitív vagy negatív töltésű ioncsoportokat tartalmaznak és az azokhoz csatlakozó, szabadon mozgó ellenionjaikat képesek más, azonos előjelű ionokkal kicserélni. Az ioncserélőnek azt a tulajdonságát, hogy a különböző minőségű ellenionokat különböző mértékben köti, szelektivitásnak nevezzük. Általában arra az ionra szelektívebb a gyanta, amelynek egységnyi töltésre eső hidratált térfogata kisebb. A különböző minőségű ioncserélőkre az 1.8. ábrán látható szelektivitási sorrendek adható meg (Cséfalvay et al., 2011, Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).



1.8. ábra: Különböző ioncserélők szelektivitási sorrendje (Cséfalvay et al., 2011 nyomán)

A szelektivitási sorokról általánosságban elmondható, hogy a hidrogén- és hidroxid-ionok helyét elsősorban a funkciós csoport sav- vagy báziserőssége határozza meg. Az azonos vegyértékű sorok kialakításában főleg a hidratált iontérfogat nagyságának van szerepe. A nagyobb vegyértékű ionok nagyobb szelektivitással kötődnek, mint a kisebb vegyértékűek. A sorrend a funkciós csoportok minősége szerint változó lehet és a kiugróan nagy szelektivitáspecifikus kölcsönhatás eredménye, pl. a gyengén savas gyanta különösen szelektív azokra az ionokra, amelyeknek a karbonátjai rosszul oldódnak. (Cséfalvay et al., 2011).

Az ioncsere eljárásokat a legtöbb esetben vízlágyításnál használják, pl. ioncserélt víz előállításnál vagy szennyvíztisztításnál. Mind a természetes, mind a szennyvizek meglehetősen híg oldatok, így a többértékű ionok megkötődési hajlama nagyobb, ezért a

kalcium - vagy magnézium-ionok megkötődése fontos a vízlágyítási technológiákban. Az ionmentes vizek előállításánál a nátrium vagy hidrogén formájú ioncserélők a kedvezőbbek, mert ionmentesítéskor egy töményebb oldatról beszélünk, és mivel töményebb oldatról van szó az egyértékű ionok megkötődése kedvezményezett.

Újszerű alkalmazási területe az ioncserés eljárásnak a rétegvizek geológiai eredetű arzén tartalmának eltávolítása. A rétegvizek arzénmentesítésekor erősen bázikus anioncserélő gyantákat alkalmaznak, mivel adott pH-tartományban az arzén(III) molekulaként (H_3AsO_3), míg az arzén(V) ionként van jelen, így csak az utóbbi vehet részt az ioncserében. A módszer csak kis szulfát-tartalmú vizek esetében alkalmazható, mivel a szulfát-ion erősebben kötődik, mint az arzenát-ion. Magas szulfát-ion koncentráció mellett a gyanta hamar telítődne szulfát-ionnal és az arzenát-ioncsere gyakorlatilag nem valósulhatna meg (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

1.3.5. Extrakció

Az **extrakció** szétválasztó anyagátviteli művelet, amely eljárással a kiinduló anyag (elegy, keverék) adott komponensét nyerjük ki oldószer segítségével, azaz valamilyen többkomponensű szilárd anyagból vagy folyadékból bizonyos komponenseket egy folyadékkal kioldunk. A kiindulási anyagtól és a felhasznált oldószertől függően az extrakciós eljárások három csoportba sorolhatóak:

- **Folyadék-folyadék extrakció vagy szolvens extrakcióról** beszélünk, ha mind a kiindulási anyag, mind az oldószer folyadékfázisú. Folyadék-folyadék extrakció lényege a folyadékelegy adott komponensét nyerjük ki úgy, hogy a folyadékot olyan korlátozottan elegyedő oldószerral érintkeztetjük, amely oldószer szelektíven oldja a folyadékelegy extrahálendő komponensét. A folyadék-folyadék extrakció alkalmazása indokolt, ha az extrakció gazdaságosabb a desztillációnál, ha a folyadékelegy magas forráspontú, és a z elegy kis koncentrációjú komponense az értékes. Továbbá alkalmazhatjuk ezt az eljárást, ha a szétválasztandó folyadékelegy komponenseinek kicsi a forráspontkülönbsége és a kinyerendő komponens hőre érzékeny, magasabb hőmérsékleten bomlik.
- **Szilárd-folyadék extrakció vagy kilúgzás** esetében a kiinduló anyag összetett szilárd anyag, az extrahálószer pedig folyadék halmazállapotú. A szilárd – folyadék extrakció valósítható meg fizikai oldással: A művelet lényege, hogy a szilárd anyag értékes komponenseit oldószer segítségével kioldjuk. A szilárd anyag többnyire növényi eredetű, melynek üregeiben, sejtjeiben, vázanyagában találhatóak a kinyerendő komponensek.
- **Szuperkritikus extrakció (SCE)** alkalmazásával a kiinduló anyag szilárd (esetleg folyadékelegy), az oldószer nagynyomású gáz (az ún. destrakció), avagy szuperkritikus állapotban lévő anyag. A SCE lényege, hogy a szilárd vagy folyékony halmazállapotú anyagból szuperkritikus állapotban lévő oldószerral vonják ki az

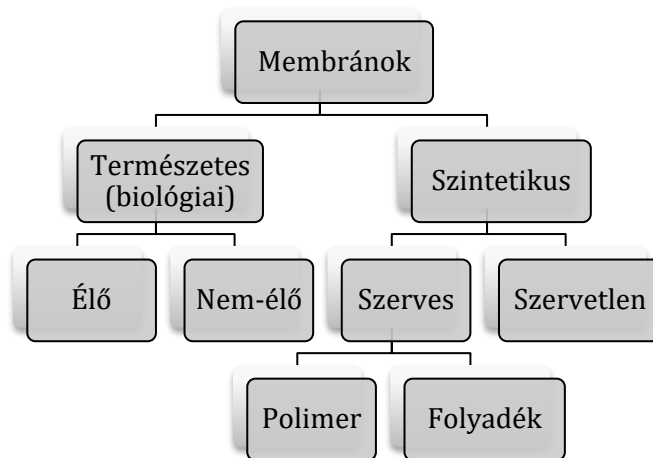
értékes komponenseket. Az oldott anyagot nyomáscsökkentéssel (vagy abszorpcióval, adszorpcióval) választják el az oldószertől. Napjainkban igen elterjedt a kávé vagy tea koffeinmentesítésénél, a dohány nikotintartalmának csökkentésénél, a fűszerkivonatok, gyógynövény-hatóanyagok, kozmetikumok előállításánál ennek az eljárásnak az alkalmazása. SCE eljárás előnyei, hogy a nem illékony, magas forrponotú, hőérzékeny anyagok is kinyerhetőek általa, nagy szelektivitás, nagy hatásfok jellemzi és az eljárás során több paraméter (pl: oldószer minősége, hőmérséklet, nyomás) is változtatható a jobb eredmény elérés érdekében, de magas a beruházási költsége (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Mika, 2008).

Az extrakció ipari alkalmazása jelentős. Legfontosabb alkalmazási területei a kőolajipar, a petrokémiai, a vegyipar, az élelmiszer-, növényolaj-, gyógyszeripar és a környezetvédelem (Mika, 2008). A környezetvédelemben például talajmosásnál alkalmaznak extrakciós eljárásokat. Talajmosást, akkor alkalmaznak, ha a talajvíz már eleve szennyezett. Ebben az esetben a talaj megtisztítását a talajvíz kiszivattyúzásával és felszínen történő kezelésével kombinálják. Az eljárás elve az, hogy a szennyező anyagokat vízzel és/vagy egyéb kioldódást segítő adalékokkal bemossák a talajvízbe, melyet kiszivattyúzva a felszínen kezelnek. Ezzel az eljárással olajszennyezések, vízben kevésbé oldódó szennyezők, szerves ionos vegyületek és fémek is eltávolíthatók a talajból. A mosófolyadékot és az adalékokat (felületaktív anyagok, szerves vagy ásványi savak, komplexképzők) úgy választják meg, hogy az eltávolítandó szennyezés vízoldhatóságát növeljék, továbbá lehetőség szerint kímélik a tisztítandó talaj szerkezetét. A kitermelt talajvízből az ionos szennyezők ioncserével, vagy pelyhesítéssel (csapadékképződésen alapuló kémiai reakciók) eltávolíthatók. Fontos hangsúlyozni, hogy a talajmosás az esetek többségében szikesedést és tápanyag-kimosódást eredményez, ezért a tisztítást követően a tápanyagok pótlásáról és esetlegesen a mikroflóra helyreállításáról is gondoskodni kell. Az eljárás alkalmazható abban az esetben is, ha ivóvíz bázisokat kell megvédeni az elszennyeződéstől, pl. nitrátoktól vagy kőolaj származékoktól (Füleky, 2011).

1.3.6. Membrán eljárások

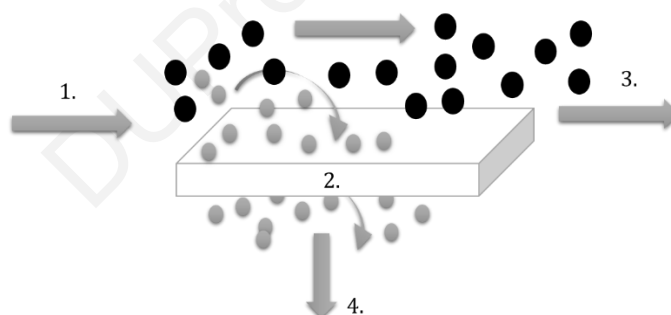
A **membránszeparációs eljárások** nem-egyensúlyi elválasztási műveletek, amelyekben a membrán, szelektív válaszfalként, a komponensek kémiai átalakulása nélküli teszi lehetővé az elválasztást (Fonyó and Fábry, 2004; Cséfalvay et al., 2011).

A membránok elsősorban szilárd halmazállapotúak, és eredetük alapján csoportosíthatjuk (1.9. ábra) őket, mint természetes és mesterséges membránok. Moderált körülményeket igénylő műveletek esetén többnyire polimer membránokat alkalmazunk. A polimer membránok a finomabb elválasztást lehetővé tevő membránszeparációs eljárásoknál alkalmazott membránok, úgynevezett kompozit membránok, amelyek két rétegből állnak: egy vékony, szelektív aktív rétegből, és egy robosztusabb, pórusos támasztórétegből (Cséfalvay et al., 2011).



1.9. ábra: Membránok eredet szerinti csoportosítása (Cséfalvay et al., 2011 nyomán)

A membránszeparációs eljárások lényege, hogy valamilyen hajtóerő, kémiai potenciálkülönbség (pl. nyomás-, koncentráció- vagy hőmérséklet-különbség) hatására szelektív transzport megy végbe egy membránon keresztül. A művelet alapja a membrán, ami egy szelektív áteresztő képességű válaszfal, közbenső fázis, két fázis elválasztásakor aktív, vagy passzív válaszfalként résztvevője a vele érintkezésben lévő fázisok közötti anyagátvitelnek. Alapelvük, hogy az alkalmazott szintetikus membrán a szétválasztani kívánt betáplált áramot két részre osztja a hajtóerő következtében. A membrántól függően bizonyos anyagokat visszatart, ezek alkotják a koncentrátumot vagy sűrítményt, míg másokat átereszt, ami a permeátum vagy szűrlet lesz (Domonkos, 2011).



1.10. ábra: Membránszűrés elve (Domonkos, 2011 nyomán)

(1. betáplálás, 2. membrán, 3. sűrítmény vagy koncentrátum, 4. szűrlet vagy permeátum)

A membránszeparációs eljárások kapcsán még fontos a fluxus fogalmának ismerete is, mivel ez a membrán egységnyi felületén egységnyi idő alatt a membránon keresztül áramlott anyagmennyiséget, tömeget vagy térfogatot jelenti.

Meghatározása történhet az alábbi összefüggések alapján:

$$J_v = \frac{1}{A} \frac{dV}{dt}, \quad J_m = \frac{1}{A} \frac{dm}{dt}, \quad J_{n_i} = \frac{1}{A} \frac{dn_i}{dt} \quad (1.11.)$$

ahol:

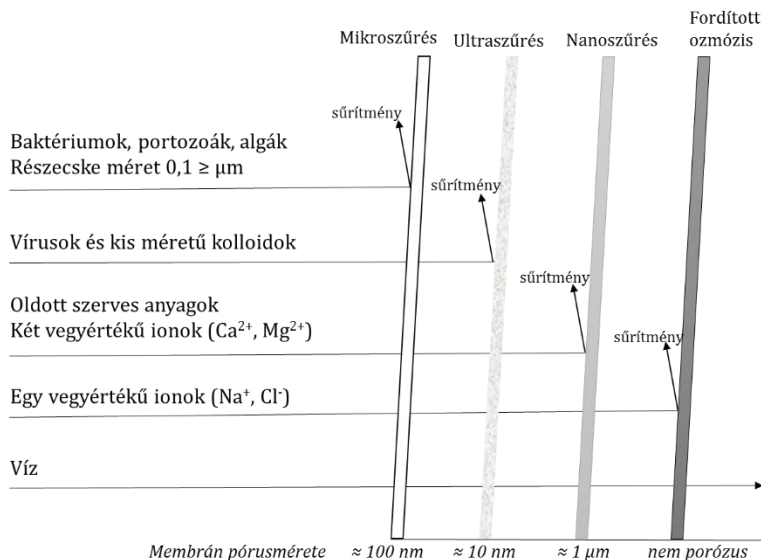
J_v – térfogatáram fluxus [m/s]	J_m – tömegáram fluxus [kg/m ² s]
J_{n_i} – anyagáram fluxus [mol/ m ² s]	V –permeátum térfogata [m ³]
A – membrán felület [m ²]	m – permeátum térfogata [kg]
n – a permeátum i komponensének anyagi mennyisége [mol]	

A (1.11.) egyenlet kapcsán megállapítható, hogy megkülönböztetünk térfogatáram (J_v), tömegáram (J_m), illetve anyagáram (J_{n_i}) alapján számolt fluxust (Cséfalvay et al., 2011).

A membrán eljárások kapcsán említésre került, hogy az eljárás hajtóerő vagy kémiai potenciálkülönbség (pl. nyomás-, koncentráció- vagy hőmérséklet-különbség) hatására szelektív transzport alakul ki, ezért a hajtóerő fajtájától függően csoportosíthatjuk a membrán eljárásokat. A 1.3. táblázatban a nyomáskülönbségen alapuló membrán eljárásokat a 1.11. ábrán a membrán eljárásokkal eltávolítható alkotókat ismertetjük (Cséfalvay et al., 2011; Domonkos, 2011; Davis, 2010).

1. 3. táblázat: A nyomáskülönbségen alapuló membránszeparációs eljárások összefoglalása (Cséfalvay et al., 2011)

Művelet	Membrántípus	Hajtóerő	Mechanizmus	Alkalmazási terület
Mikroszűrés (MF)	Szimmetrikus mikropórus 1-10 μm	Hidrosztatikus nyomáskülönbség (10-500 kPa)	Szűrési mechanizmus	Steril szűrés
Ultraszűrés (UF)	Aszimmetrikus mikropórus, 5-500 nm	Hidrosztatikus nyomáskülönbség (0,1-1 MPa)	Szűrési mechanizmus	Makromolekulák leválasztása az oldatból
Nanoszűrés (NF)	Aszimmetrikus pórus, 1-10 nm	Hidrosztatikus nyomáskülönbség (0,6-4 MPa)	Szűrési mechanizmus	Sűrítés, töményítés
Fordított ozmózis (RO)	Aszimmetrikus pórus	Hidrosztatikus nyomáskülönbség (2-10 MPa)	Oldódás és diffúzió	Sók, mikrorészecskék elválasztása az oldatból



1.11. ábra: Membrán eljárásokkal eltávolítható alkotó elemek (Davis, 2010; és Metcalf and Eddy, 1991 nyomán)

A nyomáskülönbségen alapuló eljárások közé soroljuk a mikroszűrést, ultraszűrést, nanoszűrést és fordított ozmózist. A nyomáskülönbségen alapuló eljárások alapvetően szűrési mechanizmus elvén működnek, amely során a szétválasztás határát a membrán pórusmérete jelenti. Ezzel ellentétben a fordított ozmózis tisztán anyagátadási folyamat, amelyet az oldódás és a diffúzió határoz meg. A mikroszűrés szűrési mechanizmuson alapuló, nyomáskülönbség hajtóerővel megvalósított membránszűrés. A mikroszűrő membránok pórusosak, legtöbb esetben szimmetrikus mikropórusokat tartalmaznak, amelyek méretüket tekintve 0,1–10 μm tartományban mozognak. Mikroszűrésnél a dead-end és a cross-flow szűrés egyaránt alkalmazott szűrési módszer. Attól függően, hogy mekkora a szűrendő oldat lebegőanyag-koncentrációja, és mekkora visszatartást kell biztosítani az adott részecskére vonatkozóan, változik, hogy dead-end vagy cross-flow szűrést alkalmaznak. Dead-end szűrés esetén az összes betáplált oldatot nyomás alkalmazásával átnyomják a membránon, és a kiszűrt részecskék a membrán felszínén vagy a membránban gyűlnek össze. A cross-flow szűrés esetén a betáplált oldat a membrán felületével párhuzamosan áramlik, a membrán pórusméreténél kisebb molekulák pedig a membránon keresztül áramolva szűrletként távoznak. Minél nagyobb a szűrendő oldat lebegőanyag-tartalma, annál valószínűbb, hogy cross-flow szűrést alkalmaznak. Az ultraszűrés a mikroszűréshez hasonlóan szűrési mechanizmus elvén működő, nyomáskülönbség hajtóerő hatására végbemenő membránszeparációs művelet. Aszimmetrikus pórusos membránokat alkalmaznak a szubmikron méretű kolloidrészecskék kiszűrésére, amelyek 5–500 nm pórusátmérővel rendelkeznek. Az ultraszűrő membránok jobban jellemezhetők a vágási értékkel (MWCO, molecular weight cut off), amely 1–1000 kDa tartományba esik. A komponensek elválasztása az úgynevezett szitahatás alapján történik, azaz a pórus átmérőjénél nagyobb átmérőjű molekulákat a

membrán visszatartja, míg az ennél kisebb méretűeket átengedi. Tipikus nyomástartományként az 1–10 bar adható meg, de lehet átfedés a mikroszűrésnél és a nanoszűrésnél megadott nyomástartománnyal is. A nanoszűrés a mikroszűrés és ultraszűrés követő finomabb membránszűrési eljárás, amellyel 1000 Da alatti molekulásúlyú komponenseket is ki lehet szűrni, mint pl. a cukrokat vagy akár a két vegyértékű ionokat. A nanoszűrés az ultraszűrés és a fordított ozmózis közötti szűrési tartományt fedi le. A membránszűrés legfinomabb elválasztást lehetővé tevő eljárása a fordított ozmózis vagy más szóval reverz ozmózis. Míg a mikroszűrés és ultraszűrés kizárólag a szitahatás elvén, méret alapján történő elválasztást valósított meg, addig a pórusmentes membránokkal végzett nanoszűrés egy határterületként átvezetett minket az oldódás-diffúzió elvén működő, de még a membránszűrési eljárásokhoz sorolt fordított ozmózishoz. A fordított ozmózis (RO) tisztán anyagátadási folyamatnak tekinthető, melyben a diffúzió, a kémiai potenciálkülönbség, az elektrosztatikus kölcsönhatások játsszák a meghatározó szerepet. A fordított ozmózisnál az alkalmazott membrán olyan szelektív hártványként működik, amely csak a vizet engedi áthaladni, az ionokat visszatartja. A fordított ozmózisnál a méret, az adszorpciós, oldhatósági és diffúziós tulajdonságok egyaránt szerepet játszanak a szétválasztásban (Cséfalvay et al., 2011; Domonkos, 2011; Fonyó and Fábry, 2004).

Membránszeparációs eljárásokat az ivóvízelőállítás vagy akár a szennyvíztisztítás területén alkalmazzák. Ivóvízelőállítás esetében a vízlágyítás (kalcium és magnézium ionok eltávolítása) mellett, a zavarosságot okozó komponensek eltávolítása is a cél. A szennyvízkezelésbe is a szennyvizek kémiai oxigénigény (KOI) értéke csökkentésére használják (Cséfalvay et al., 2011; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012). A kémiai oxigénigény, a különböző típusú vizek azon szerves anyagtartalmáról ad felvilágosítást, mely oxidálószerrel (kálium-dikromát, kálium-permanganát) segítségével bontható (Metccalf and Eddy, 1991). Például a hulladéklerakó csurgalék vizének kémiai oxigénigény (KOI) csökkentése megoldható membránszűrés alkalmazásával. Hulladéklerakóból származó csurgalék vizet kezelni kell; nem szivároghat el a talajba, és közvetlenül nem vezethető befogadóba (felszíni vízbe). A kezelés egyik lehetséges módja a membránszűrés. Egy hulladéklerakóból származó csurgalék víz kémiai oxigénigény értéke (KOI) 1200 mg/l. Nanoszűrés alkalmazásával, a csurgalék víz KOI értékét olyan mértékben sikerült csökkenteni, hogy a kezelt csurgalékvíz közcsatornába bocsátható lett, viszont a befogadóba (felszíni víz) vezetés előtti határértéknél jóval magasabb (200 mg/l-nél magasabb). A határérték elérése egy kétlépcsős szűréssel oldható meg: nanoszűréssel és a fordított ozmózis kombinált alkalmazásával. Az nanoszűrés permeátumát rávezették egy RO (fordított ozmózis) membránra. A kapott permeátum KOI értéke jóval a kívánt határérték alatt volt (Cséfalvay et al., 2011; Mika, 2008).

1.3.7. Membránesztilláció

A membránesztilláció egy olyan művelet, amely homogén folyadékelegyek és oldatok komponenseinek szétválasztására alkalmas. A membránesztilláció, mint elnevezés a

hagyományos desztillációs eljárásból ered: mindkét esetben a szétválasztás alapja a gőzfolyadék rendszerek egyensúlyi feltételei, és mindkét művelet hőenergiát igényel a megvalósításhoz. A fő különbség közöttük az, hogy amíg a hagyományos desztilláció esetében a szétválasztani kívánt elegy hőmérsékletét annak forráspontjáiig kell emelni, addig a membrándesztilláció alkalmával a membrán jelenléte miatt a forrásig nem kell eljutnunk. A szétválasztást elviekben akár szobahőmérsékleten is el tudjuk végezni. Így, ha az elegy 40-60°C-on áll rendelkezésre, ez a hőtartalom már elegendő lehet a membrándesztilláció műveletének végrehajtásához, ezáltal a külső energiaszükséglet jelentősen lecsökken. Ezért a membrándesztilláció alapvető előnye a hagyományos termikus eljárásokkal szemben az, hogy az úgy nevezett technológiai hulladékhők is alkalmasak a folyamat megvalósítására, például hulladékégetők füstgáza. A membrándesztilláció alkalmazásával gazdaságosabb és környezetvédelmi szempontból is előnyösebb rendszerek valósíthatók meg. A membrándesztilláció összes alkalmazási lehetősége közül talán a legnagyobb jelentősége a tengervíz sótalanításának van. A világ legkülönbözőbb pontjain vannak félüzemi és nagyobb teljesítményű membrándesztillációs berendezések, telepek a tengervíz sótalanításának megvalósítására (El Amali, Bouguecha and Maalej, 2004; Rácz, 2015).

Talajvíz arzén mentesítését is elvégezték napenergia működtette membrándesztillációs berendezéssel. A kísérlethez politetrafluor-etilén (PTFE) és polipropilén (PP) membránokat használtak keresztáramban működtetve. Azt tapasztalták, hogy még 120 óra üzemeltetés mellett is 100%-os arzénvisszatartást sikerült elérni (Pal and Manna, 2010; Rácz, 2015).

1.4. KÉMIAI MŰVELETEK

A környezetet szennyező és a környezetbe kikerülő szennyezőanyagok ártalmatlanításának egyik nagyon fontos lehetősége a kémiai reakciók. A kémiai reakciók révén a környezetre ártalmas anyagokat átalakítjuk a környezetre nézve ártalmatlan anyagokká. Az ilyen reakciók a környezetvédelmi műveleteken belül a kémiai műveletek csoportjába sorolható. Ahogyan az 1. fejezetben leírtuk a kémiai műveletek, olyan folyamatok megvalósítását jelentik, melyek végbemenetelét a kémiai termodinamika és a reakciókinetika törvényszerűségei határozzák meg (Benedek and László, 1963; Fonyó and Fábry, 2004; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

Laboratóriumi körülmények között a kémiai reakciókat kis méretben (lombikokban, kisebb nyomástartó berendezésekben) valósíthatjuk meg. Az iparban, ezáltal a környezetvédelemben is a reakciók lejátszódása kémiai reaktorokban történik, melyek a nagymennyiségű anyagok kezelésére, reagáltatására alkalmasak (Cséfalvay and Mika, 2008). A kémiai reakciók adott körülmények között történő megvalósításakor ki kell választanunk az optimális reaktortípust. Meg kell határozni a reaktorok méreteit az anyagok és anyagáramok ismeretében és biztosítani kell az üzemi körülményeket, melyek

mellett a reaktor megbízhatóan és tartósan működni képes (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

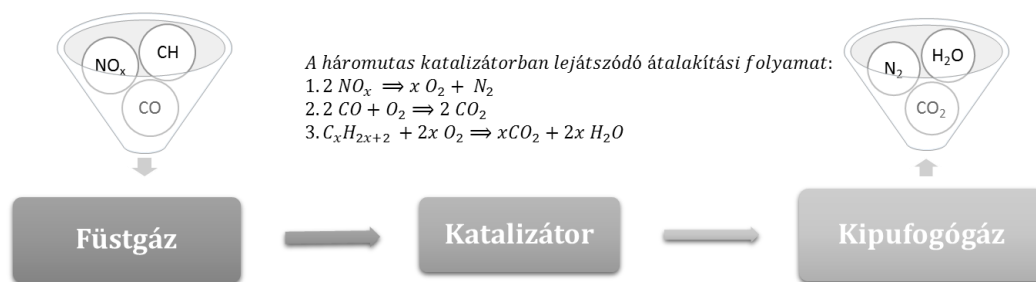
A reaktorok megjelenés szempontjából igen változatosak lehetnek, de az esetek többségében üst vagy hosszú cső alakú berendezésekről beszélhetünk. A reaktorokat számos szempont szerint lehet osztályozni, csoportosítani. Az egyik legjellemzőbb osztályozási lehetőség a technikai osztályozás, mely alkalmával figyelembe vesszük a reaktorok geometriáját, működési módját, a lehetséges fázisok számát és halmazállapotát (Mika, 2008). A 1.4. táblázat mutatja be a kémiai reaktorok technikai osztályozási lehetőségeit.

1.4. táblázat: Kémiai reaktorok technikai szempontú csoportosításai lehetőségei (Benedek and László, 1963; Mika, 2008)

Reakció Reaktor	Homogén fluidum	Heterogén rendszer			
		Folyadék- szilárd	Gáz- szilárd	Folyadék- folyadék	Gáz- folyadék
Szakaszos üzemű üst	közepes reakció sebesség, mérsékelt keverés	-	-	erős keverés	erős keverés
Folyamatos üzemű üst kaskád	közepes reakció sebesség, közepes keverés	-	-	erős keverés	erős keverés és gázcirkuláció
Folyamatos üzemű cső	üres cső	katalizátorral töltött cső		-	filmreaktor
Félfolyamatos üzemű üst	-	a szilárd fázis elreagál	-	-	-

A környezetvédelemben általában a nagyipari kémiai eljárásoktól eltérő feltételek között kell a kémiai reakciókat megvalósítani, mivel a környezetbe kerülő ártalmas szennyező anyagok a legtöbb esetben kis koncentrációban vannak jelen. Továbbá a kémiai reaktorba kerülő anyagok sokkomponensűek, változó összetételűek, változó hőmérsékletűek lehetnek (Halász, Hannus and Kiricsi, 2012).

A kémiai reaktorok környezetvédelmi alkalmazására egyik legjobb példa a gépkocsik kipufogógázának tisztítása katalizátor alkalmazásával. A gépkocsik kipufogógázainak kezelésére monolitváza (szilárd vázszerkezetre) felvitt $\text{Al}_2\text{O}_3\text{-CeO}_2$ hordozón diszpergált Pt, Rh-katalizátort tartalmazó „háromutas konverter”-t használnak. Igazából ez egy csőreaktor típus, melyben heterogén katalitikus folyamatok játszódnak le. A háromutas katalizátor feladata az oxidációs reakciók és a nitrogén-oxidok párhuzamos redukciójának katalizálása, azaz a három szennyező komponens egyidejű átalakítása. A háromutas katalizátor használatával a motortérből távozó füstgázban lévő nitrogén-oxidok (NO_x) csökkentése, valamint szénhidrogének (CH) és szén-monoxid (CO) oxidálása oldható meg egyidőben, ahogy ezt a 1.12. ábra is szemlélteti (Auckenthaler, 2005; Halász, Hannus and Kiricsi, 2012; Sabatini, 2015).



1.12. ábra: Három utas katalizátorban lejátszódó folyamatok (Auckenthaler, 2005 nyomán)

Felhasznált szakirodalom:

Árgyelán J. (2009) *Transzportfolyamatok*, Pannon Egyetem Kiadó, Veszprém.

Auckenthaler T. S. (2005) *Modelling and control of three-way catalytic converters*, doktori disszertáció, Swiss Federal Institute of Technology, Zürich, Svájc.

Bárány S., Baumli P., Emmer J., Hutkainé Göndör Zs., Némethné Sóvágó J. and, Báder A. (2009) *Fizikai kémia műszakiaknak*, Miskolci Egyetem, Miskolc.

Barótfi I. (szerk) (2003) *Környezettechnika*, Mezőgazda Lap- és Könyvkiadó Kft, Budapest.

Benedek P. and László A. (1964) *A vegyészmérnöki tudomány alapjai*, Műszaki Könyvkiadó, Budapest.

Bohl W. (1983) *Műszaki áramlástan*, Műszaki Könyvkiadó, Budapest.

Cséfalvy E. and Mika L. T. (2008) *Vegyipari művelettan jegyzet*, ELTE Kémiai Intézet, Budapest.

Cséfalvy E., Deák A., Farkas T., Hanák L., Mika L. T., Mizsey PÉ., Sawinsky J., Simándi B., Szánya T., Székely E., and Vágó E. (2011) *Vegyipari műveletek II. Anyagátadó műveletek és kémiai reaktorok*, Egyetemi tananyag, Typotex Kiadó, Budapest.

Csőke B. (szerk) (2011) *Hulladékgyártóközítés 2. javított kiadás*, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém (Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma keretében készült a Pannon Egyetemen.).

Davis M. L. (2010) *Water and wastewater engineering design principles and practice*, McGraw-Hill, New York, USA.

Dévay A. (2013) *A gyógyszertervezés alapjai*, egyetemi tankönyv, Pécsi Tudományegyetem Gyógyszertervezési és Biofarmáciai Intézet, Pécs.

Domonkos E. (szerk) (2011) *Transzportfolyamatok a környezetvédelemben 2. javított kiadás*, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém (Az anyag a TAMOP-4.1.2-08/1/A-2009-0021 téma keretében készült a Pannon Egyetemen.).

El Amali A., Bouguecha S., and Maalej M. (2004) *Experimental study of air gap and direct contact membrane distillation configurations: application to geothermal and seawater desalination*, Desalination, Vol. 168, pp. 357.

Fecske L. (2005) *Élelmiszer-ipari műveletek és folyamatok I.*, Agrárokttatási Intézet, Budapest.

- Fonyó Zs. and Fábry Gy. (2004) *Vegyipari művelettani alapismeretek*, Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest.
- Fülek Gy. (szerk) (2011) *Talajvédelem, talajtan 2.* bővített kiadás, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém (Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma keretében készült a Pannon Egyetemen.).
- Halász J., Hannus I., and Kiricsi I. (2012) *Környezetvédelmi technológiák*, Szegedi Egyetemi Kiadó, Szeged.
- Halász J., Hannus I., Hernádi K., Kukovecz Á., Kónya Z., Tasi Gy., and Kiricsi I. (2012) *Kémiai és környezetvédelmi technológiai gyakorlatok*, Szegedi Egyetemi Kiadó, Szeged.
- Horváth G. (szerk) (2011) *Környezetvédelmi műszaki technológiák 2.* javított kiadás, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém (Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma keretében készült a Pannon Egyetemen.).
- Kárpáti Á. (szerk) (2011) *Vízgazdálkodás-szennyvíztisztítás 3.* bővített kiadás, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém (Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma keretében készült a Pannon Egyetemen.).
- Kocsis I. (2011) *Hígtrágyás és szennyvíziszap kezelés*, Szent István Egyetem, Gödöllő.
- Nathanson J. A., and Schneider R. A. (2015) *Basic Environmental Technology, water supply, waste management, and pollution control*, sixth editon, Pearson Education, Inc., New Jersey, USA.
- Pal P. and Manna A. K. (2010) *Removal of arsenic from contaminated groundwater by solar-driven membrane distillation using three different commercial membranes*. Water Research, Vol. 44. pp. 5750-5760.
- Rádainé Gyöngyös Zs. (szerk) (2011) *Levegőtisztaság-védelem 2.* javított kiadás, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém (Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma keretében készült a Pannon Egyetemen.).
- Sabatini S., Kil I., Dekar J., Hamilton T., Wuttke J., Smith A. J., Hoffman M. A., and Onori S. (2015) *A new semi-empirical temperature model for the three way catalytic converter*, International Federation of Automatic Control-Papers Online 48-15 pp. 434-440.

2. A VÍZ KÖRFORGÁSA, VIZEK MINŐSÍTÉSE

2.1. A VÍZ KÖRFORGÁSA, A VÍZHÁZTARTÁSI EGYENLET

A Föld vízkészlete állandóan változásban, folyamatos körforgásban van. A körforgás részfolyamatai, elemei a csapadék, párolgás, be- és leszivárgás, valamint a lefolyás. A körforgás igen összetett folyamat, mert függ többek között az éghajlati-, domborzati-, növényzeti-, talaj-, borítottsági viszonyoktól is. E vertikális körforgás hajtóereje, motorja a Nap által biztosított hőenergia (felfelé irányuló mozgás), ill. a Föld gravitációja (lefelé irányuló mozgás).

Vízháztartás alatt a Földön körforgásban lévő vizeknek adott térben és időben való elhelyezkedésében, vagy állapotában - a természetes vagy mesterséges erők hatására - bekövetkező mennyiségi és minőségi változásait, a változások összességét, illetve eredőjét értjük. A vízháztartási állapot a vizsgált térbe az adott időhatárok között belépő és az abból távozó vízmennyiségek összessége. A vízháztartási egyenlegek (amiket a vízháztartási egyenlet segítségével írhatunk le) azt a folyamatot jellemzik, amely az időben változó bevételek és kiadások hatására módosulhatnak. Ezt a változást fejezi ki a vízháztartási mérleg egyenlete. A teljes körfolyamat modellezése igen bonyolult folyamat, melyet a vízháztartási egyenlet segítségével tudunk kvantitatív formában leírni.

Az egyik legismertebb ilyen egyenlet Salamin Pál nevéhez fűződik:

$$C + c + \sum_1^2 H_i + \sum_5^8 H_i = \sum_1^2 E_i + \sum_5^7 E_i + \sum_1^7 P_i + \sum_1^7 T_{hi} + \sum_1^7 T_{ki} \quad (2.1)$$

ahol:

C = makrocsapadék	1 = vízfolyások vize
c = mikrocsapadék	2 = felületi vizek
H = hozzáfolyás	3 = talajnedvesség
E = elfolyás	4 = növények víztartalma
P = párolgás	5 = talajvíz
T = tározódás	6 = karsztvíz
h = hasznos	7 = artézi víz
k = káros	8 = mélységi víz

Ez egy általános egyenlet, és a vizsgálat célja határozza meg, hogy ebből mely tagokat vesszünk figyelembe, mely tagokat hagyjuk el. A cél lehet Thyll és Bíró (2001) szerint csapadékvíz elvezető rendszer vizsgálata, tározóméretezés, vízkészletszámítás, stb. A vizsgálat célja határozza meg a tér- és időkeretet is (Thyll and Bíró, 2001).

Az óceánok vízmérlege

Az óceánok vízmérlegében bevételi oldalon szerepel a csapadék és a szárazföldről befolyó (hozzáfolyó) víz, kiadási tag pedig egyedül a párolgás. Az egyenlet a következő alakban írható fel:

$$(C + H) - P = \Delta T \quad (2.2)$$

Ahol C: az óceánra hulló csapadék, H: hozzáfolyás, a vízfolyások által az óceánokba szállított vízmennyiség, P: az óceánok párolgása, ΔT : az óceánok vízkészletének megváltozása.

Kontinensek vízmérlege

A bevételi oldalon egyedül a csapadék, míg a kiadási oldalon a párolgás, illetve a tengerekbe és óceánokba történő lefolyás (elfolyás) szerepel:

$$C - (P + E) = \Delta T \quad (2.3)$$

A tározódást elhanyagolva és átrendezve: $C = P + E$

A kontinensekre hulló csapadék egy része visszajut párolgás révén a légkörbe, másik része többnyire a folyórendszereken keresztül lefolyik (elfolyik) az óceánokba, tengerekbe. Mivel az évek azonos időszakában nagyjából azonos a tárolt (talajokban, illetve felszíni vizekben) vízmennyiség nagysága, hosszabb időszakra vonatkozóan (pl. hidrológiai év) el lehet hanyagolni a vízkészlet változását.

Vízfolyás vízgyűjtőterületének vízmérlege

Rövid időszak esetén nem hanyagolható el a tározódás, hiszen a vízfolyásban, illetve a talaj felső rétegeiben tárolt vízmennyiség számottevően változhat (ezeket is figyelembe kell venni a vizsgált térrészben). Az esetek többségében elhanyagolható a vízgyűjtő határát a felszín alatt oldalirányban átlépő víz mennyisége. Ezek alapján a következő egyenlet írható fel:

$$C - (P + E) = \Delta T \quad (2.4)$$

Állóvíz, tó, tározó vízmérlege

Egy állóvíz (tározó), tó esetében az egyenletet felírva új tagok jelennek meg:

$$C + H_{1,2} + H_5 - (P + E_{1,2} + E_5 + E_7) = \Delta K \quad (2.5)$$

Amennyiben a meder szigetelése nem biztosított (természetes mederanyag), minden egyes esetben meg kell vizsgálni, hogy lehetséges-e, illetve milyen mértékű a felszíni hozzáfolyás ($H_{1,2}$), a felszín alatt történő beszivárgás (H_5), a víztestből történő felszíni elfolyás ($E_{1,2}$), a felszín alatti elszivárgás (E_5), illetve a talaj mélyebb rétegeibe történő leszivárgás (E_7).

2.2. CSAPADÉK

A csapadék a vízháztartási egyenlet bejövő, input oldalának egyik jelentős tagja. A párolgás során légkörbe kerülő víz a levegő vízgőztelítettségének elérésekor kicsapódik, kondenzálódik és a gravitációs erő hatására csapadék formájában visszajut (visszajuthat) a felszínre. A csapadékképződés előfeltétele, hogy a levegő páratartalma telítettségi állapotba kerüljön, emelkedő légmozgás, és a kondenzációs magvak jelenléte a levegőben. A felszíntől távolodva a hőmérséklet egyre csökken – az átlagos hőmérsékletcsökkenés 100 méterenként száraz levegőben 1°C, míg nedves levegőben ez az érték 0,65°C. A légtömeg felemelkedése több módon is bekövetkezhet:

- frontális emelkedés, (a meleg légtömegek a hideg légtömegekre siklanak, vagy a mozgó hideg levegő emeli magasba a meleg levegőt),
- konvektív emelkedés (a földfelszín felmelegedéséből adódó hő- és nedvességfelfáramlás),
- orográfiai emelkedés (a nagyjából vízszintes légáramlást a domborzat alakja emelkedésre kényszeríti).

A csapadék intenzitásának megfelelően beszélünk Vermes (1997) szerint csendes esőről [$i < 0,5$ mm/perc]; záporról, valamint ha a csapadékesemény fény és hangjelenségekkel is társul, zivatarról [$i = 0,5-1,2$ mm/perc]; illetve felhőszakadásról [$i > 1,2$ mm/perc] (Vermes, 1997).

Keletkezési módjuk (helyük) szerint megkülönböztetünk hulló és nem hulló csapadékot. A csapadékformák csoportosíthatóak halmazállapotuk szerint is.

2.2.1. Hulló csapadékok

Eső: A cseppfolyós halmazállapotú csapadékok alapformája. Térben viszonylag egyenletes eloszlású, többnyire nagyobb területen hull, közepes, vagy gyenge intenzitással. A cseppek jellemzően közepes nagyságúak. Réteges felhőzetből hullik.

Záporosó: Általában kisebb területre koncentrálódik, rövidebb ideig tart és nagyobb intenzitású, mint az „átlagos” eső. Gomolyfelhőzetből hullik. Főbb jellemzője a viszonylag nagy cseppméret. A záporokból lehulló csapadék mennyisége szeszélyes eloszlást mutat, akár kis távolságon belül is nagy különbségek lehetnek.

Szitálás: Fő jellemzője a kicsi cseppméret (átmérő $< 0,5$ mm). Az apró cseppek „permetszerűen” hullnak alacsony szintű rétegfelhőből, illetve ködből (ködszitálás).

Havazás: A csapadék szilárd halmazállapotú formája. Ez a csapadék változatos alakú hókristályok, illetve ezek összetapadásával létrejövő hópelyhek formájában hullik ki, és jut el a felszínre.

Hózápor: A záporosó szilárd halmazállapotú megfelelője. Nagy hópelyhek, intenzív hullása erre a csapadéktípusra utal. Jellemzően rövid ideig tart. A hózápor előtt és után többnyire jól látható a felhőzet gomolyos jellege és a talajfelszínt elérő csapadéksáv.

Hódara: Záporszerűen, gyakran nagy intenzitással hullnak tömör, viszonylag nagyméretű (~5 mm) hó szemcsék. Jellegzetességük, hogy a talajra érve elgurulhatnak, elpattanhatnak.

Havas eső: Vízcseppek és hópelyhek együttes hullása. Klasszikusan szép formája, amikor az eső vált át havazásba, a hópelyhek arányának fokozatos növekedése mellett.

Ónos eső: Általában télen a hideg periódusok végén keletkezik, amikor a magasban már megérkezik az enyhe levegő és ott jelentős vastagságú pozitív hőmérsékletű légréteg alakul ki. Emellett a felszín és a felszín közeli légréteg még fagypon alatti hőmérsékletű eső hull, ami az alsó fagyos légréteg áthaladva nem fagy meg, hanem túlhűl. A túlhűlt vízcseppek a felszínre érkezve azonnal megfagynak. Több szempontból is veszélyes, illetve káros jégbevonat képződik fákon, utakon, talajon stb.

Jégeső: Kialakulásának legvalószínűbb időszakai a nyári meleg periódusok. Zivatarfelhőkben az intenzív feláramlás hatására nagyméretű jégdarabok alakulnak ki, amelyek nem tudnak elolvadni a felszínre hullás előtt. Igen szeszélyes eloszlásban, rendszerint keskeny sávokban végez pusztítást. Kárt tehet épületekben, gépjárművekben, növénykultúrákban, de nagyobb jégméret az emberéletet is veszélyeztetheti. Hazánkban 2-5 cm-es átmérőjű jég szinte minden évben előfordul valahol az országban. Az ennél nagyobb jégátmérő már ritka.

2.2.2. Mikrocsapadék

A csapadék felszín közelében keletkezett formáit összefoglaló néven mikrocsapadéknak nevezzük (nem hulló csapadék, felszíni csapadék). Nevük onnan származik, hogy a felszínközeli mikroklimatikus térben keletkeznek. A mikrocsapadék formái: harmat, dér, zúzmara.

Harmat: Derült, szélcsendes éjszakákon képződik. Ekkor a talajfelszín, a növények, a különböző tárgyak lehűlnek, és lehűtik a közvetlen közelükben levő levegőt is. Ha itt a léghőmérséklet a harmatpont alá süllyed, akkor megkezdődik a víz kicsapódása a lehűlt felszínre.

Dér: Képződésének a folyamata ugyanaz, mint a harmaté, csupán negatív hőmérsékleten zajlik le.

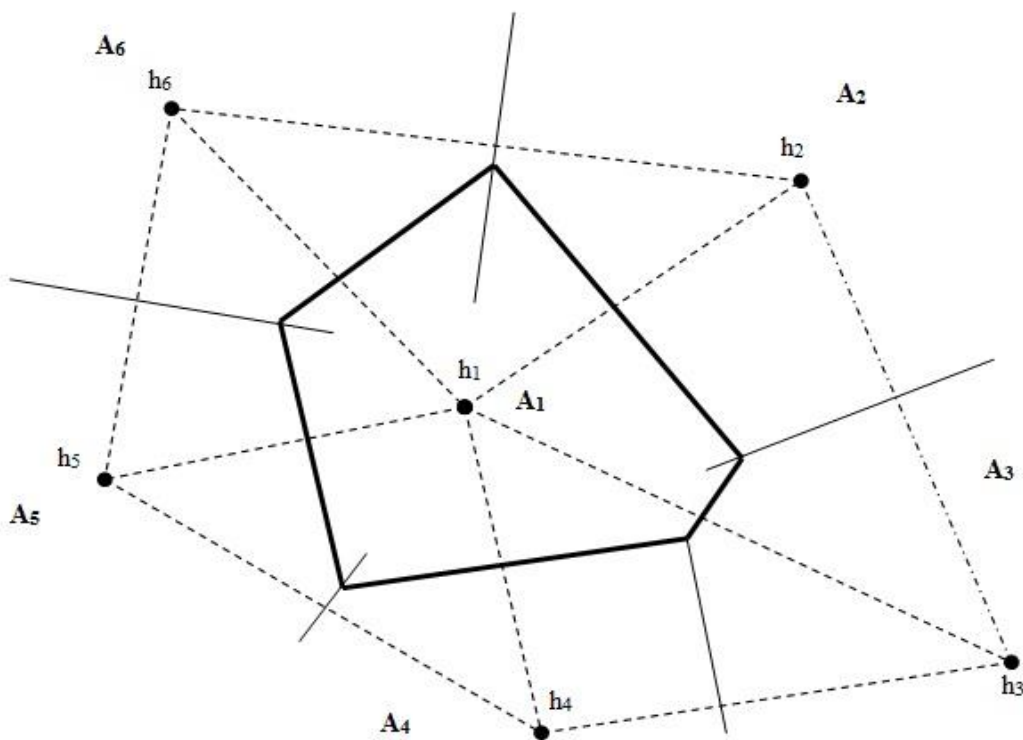
Zúzmara: Fagypon alatti hőmérsékleten keletkezik ez a szilárd halmazállapotú mikrocsapadék. A levegőben lévő apró túlhűlt vízcseppek fagynak ki tereptárgyakra, növényekre. Legjellegzetesebb a fák ágait, villanyvezetékeket, kerítéseket (drótfonat) bevonó zúzmara. Általában ködben képződik.

2.2.3. A csapadék jellemzésére szolgáló mennyiségek

A csapadékok mennyiségi jellemzésére több paramétert használhatunk. Mennyiségét vízoszlopban (h ; mm), fejezzük ki. 1 mm csapadék a felszínen négyzetméterenként 1 liter vizet jelent. A csapadékhozam (Q ; m^3/s) az időegység alatt lehullott csapadék térfogata, ha területegységre vonatkoztatjuk fajlagos csapadékhozamról (q ; m^3/s ha) beszélünk.

Az időbeni alakulás jellemzésére a naptári időegységek csapadékösszegeinek átlagát alkalmazzák (napi, havi, éves). Valamilyen nagyobb terület (pl. Hajdúhát) jellemzésre, területegységre vonatkoztatva a csapadékmérő állomások mérési eredményeinek átlagát használjuk. A legegyszerűbb az állomásokon mért csapadékmennyiségek számtani átlaga. Ez a módszer azonban csak akkor jellemzi kielégítően a vizsgálati területet, ha egységes a domborzat, az éghajlat és az állomások elhelyezkedése egyenletes, aminek kialakítása igen költséges lenne. Ezért az egyszerű átlag helyett a területtel súlyozott átlagolást alkalmazzák.

A terület meghatározására használhatjuk a háromszög módszert és a Thiessen-poligonok módszerét (2.1. ábra). E módszer a mérőállomások és a hatásterületeik kapcsolatán alapul, más hasonló vizsgálatok (pl. monitoring mérési eredmények) esetében is alkalmazható eljárás.



2.1. ábra. A Thiessen-poligonok módszere. (saját szerkesztésű ábra)

A Thiessen-poligonok szerkesztési módszere: Első lépésként a csapadékmérő állomásokat (h_i) egyenes vonalakkal összekötjük (ábrán szaggatottal jelölve) úgy, hogy

azok háromszögekre bontsák a vizsgálandó területet. Ezután megszerkesztjük a háromszögek oldalfelező merőlegeseit (az ábrán vékony folytonos vonallal jelölve), amik a többi oldalfelezőkkel szabálytalan alakú poligonokat (A_i) fognak kimetszeni és a geometriai középpontjukban a csapadékmérő állomás van (2.1. ábrán vastag folytonos vonallal jelölve az A_1 hatásterület). Ezekkel a poligonokkal tudjuk legegyszerűbben meghatározni azt a legkisebb területet, amely a csapadékmérő állomás által mért csapadékértékeket reprezentálja. A súlyozott csapadékátlag kiszámítása a következő összefüggés alapján történik:

$$\Delta h = \frac{(h_1 \cdot A_1 + h_2 \cdot A_2 + h_3 \cdot A_3 + \dots + h_n \cdot A_n)}{\sum_1^n A_n} \quad (2.6)$$

Egy másik módszer az ún. izohiéta módszer: Az izohiéták az azonos csapadékösszegű pontokat összekötő vonalak. (A domborzati térképeken levő szintvonalakhoz hasonló.) Az ismert csapadékadatok felhasználásával, interpolációval megszerkesztjük az izohiétákat. Az izohiéták felosztják a vízgyűjtőterületet. Feltételezzük, hogy az egyes részterületek csapadékátlaga egyenlő a két határoló izohiéta értékének számtani közepével. Ez a feltételezés annál pontosabban teljesül, minél kisebb a felosztás értékköze. Végül - az előző módszerhez hasonlóan - súlyozott számtani közepet számolunk.

A csapadék eloszlásának vizsgálata a térbeli és időbeli változására terjed ki. A térbeli eloszlást vizsgálva megállapíthatjuk, hogy az országon belül igen nagy az eltérés. Legkevesebb a csapadék évi mennyisége (500-550 mm) a Tisza völgyében, az Északi hegyvidéken és a Dunántúlon ugyanakkor 600-800 mm között változik a csapadék évi mennyisége. A csapadék időbeli eloszlását vizsgálva megállapítható, hogy az évi menetben is jelentős az eltérés, de az egyes évek csapadékmennyiségében is számottevő a különbség.

Az évi vagy havi csapadékmennyiség sokévi átlaga alkalmas lehet egy adott terület általános jellemzésére, azonban nem fogadható el vízgazdálkodási létesítmények, beavatkozások tervezésére. Ugyanígy nem alkalmas ilyen célra a maximum, vagy a minimum. Ezért be kellett vezetni a mértékadó csapadék fogalmát, amely alatt a tervezés céljából figyelembe veendő, meghatározott évenként előforduló csapadék mennyiségét értjük.

2.2.4. A mértékadó csapadék

A mértékadó csapadék az a csapadékmennyiség, amelyre adott klimatikus viszonyok között és adott időszakban, meghatározott valószínűség mellett biztosan számítani lehet.

A mértékadó csapadék meghatározásához hosszú (legalább 30-50 éves) hidrológiai idősor szükséges, amelyet a statisztika módszerei szerint dolgozunk fel. (Törekedni kell a legutóbbi időszak adatait vizsgálni, mivel 30-50 év alatt pl. a klímaváltozás hatására lényeges eltérések fordulhatnak elő).

Meghatározása, ismerete fontos egy lakóház csapadékvíz-elvezetése, vagy akár egy település (rész) csapadékelvezető csatorna hálózatának méretezése miatt.

A mértékadó csapadék szabvány szerinti meghatározása műszaki méretezéshez. A mértékadó csapadékvíz-terhelés mértéke az MSZ-04-134:1991 szabvány szerint a vízgyűjtő felület és a felületi jellemzők alapján az alábbiak szerint határozható meg:

$$Q_{cs} = \sum_{i=1}^n \Psi_i \cdot A_i \cdot q_e \quad [l/s] \quad (2.7)$$

ahol:

Q_{cs} - a mértékadó csapadékvíz terhelés [l/s]

Ψ - a lefolyási tényező a lehullott csapadék csatornába jutó hányadát kifejező szám

A - vízgyűjtőterület (vízszintes vetület) [ha]

q_e - mértékadó fajlagos csapadékvíz hozam [l/s·ha]

A q_e méretezéshez javasolt értéke: 300 l/s ha, de a pontosabb számítást az MSZ-04-134:1991 szerinti mértékadó fajlagos csapadékvíz hozam alapján lehet végezni Budapesten 4 éves, vidéken 1 éves gyakoriságú 10 perces zápor-intenzitást kell alapul venni.

2.3 HOZZÁFOLYÁS, ELFOLYÁS, LEFOLYÁS

Egy adott területre nézve a hozzáfolyás módja lehet felszín alatti, és felszíni. A felszín alatti hozzáfolyás a csapadéknak az a része, amely a beszivárgás után nem jut el a talajvíz felszínéig, hanem felszín alatti áramlásként közvetlen a befogadóba kerül. A felszíni hozzáfolyás a beérkező vízfolyások hidrológiai adataival (vízhozam meghatározás) jól leírhatóak. A mesterséges hozzáfolyások, vagy elfolyások (csatorna, mély rétegekből kitermelt ivó- és termálvizek, amelyeket a felszínen engedünk a környezetbe szintén pontosan meghatározhatóak mennyiségi és minőségi szempontból egyaránt. Adott területről a lefolyó vizeket szintén meg tudjuk határozni.

A lefolyás tehát a vízháztartási mérlegben a felszíni vizek mennyiségét jellemző tag. Thyll (1992) szerint a lefolyás kezdeti szakasza a térfelszíni vagy felületi lefolyás (ez területi jelenség), második szakasza felszíni lefolyás (ez vonal menti jelenség) (Thyll, 1992).

Térfelszíni lefolyás: a vízgyűjtőterület felszínén lefolyó víz (ill. annak mozgása) még mielőtt elérné a befogadót, azaz egy jól meghatározott medret.

Felszíni lefolyás: a felszíni vízfolyás hozama (ill. mozgása) egy meghatározott szelvény felett, vagy másként fogalmazva: térfelszíni lefolyás, amennyiben már elérte a befogadót.

Felszíni vízkészlet: a vízfolyás adott szelvényéhez tartozó (vízgyűjtő-) területről, a terület valamennyi vízfolyása időben folytonosan változó vízhozamának az összege. A lefolyást jellemző felszíni vízkészletet kifejezhetjük, mint:

- adott időpillanatban a vizsgált területen meglevő vízmennyiséget,
- a vízfolyás adott keresztmetszvényén adott idő alatt átfolyt vízmennyiséget,
- a vízfolyás adott keresztmetszvényén adott pillanatban átfolyó vízhozamot.

Vízhozam: adott keresztmetszvényen időegység alatt átfolyó vízmennyiség, Q [m^3/s].

Fajlagos vízhozam: egységnyi idő alatt egységnyi vízgyűjtőterületről lefolyó (vízgyűjtő fajlagos vízhozama), vagy a keresztmetszvény egységnyi területén átfolyó (keresztmetszvény fajlagos vízhozama) vízmennyiség q [$\text{m}^3 / \text{km}^2 \text{ s}$].

Vízgyűjtő terület: A földfelszínnek az a része, amelyről egy adott vízfolyás a vizét összegyűjti. A vízgyűjtő terület főfolyójába ömlő, vizét összegyűjtő kisebb vízfolyások a mellékfolyók. Ezeknek szintén lehet vízgyűjtő területe.

Vízfolyás: szárazföldi víztest, amely nagyjából a földfelszínen folyik, de amely hosszának egy részén a felszín alatt is áramolhat. (2000/60/EK - EU Víz Keretirányelve)

A lefolyás nagysága kifejezhető mm-ben, adott területre vonatkoztatva víztérfogatban, illetve időegységre vetítve vízhozamként. A lefolyás nagysága hosszabb időtartamra vonatkoztatva kisebb a csapadéknál, ugyanis abból csak bizonyos rész folyik le.

2.3.1. Lefolyási tényező

A lefolyás jellemzésére egyik leggyakrabban használt paraméter a lefolyási tényező, amely megmutatja, hogy az adott területre lehulló csapadék mekkora hányada folyik le. Vízgyűjtőterületre vonatkoztatva a lefolyást a folyó vízhozama adja meg. Ezt az értéket kell elosztani az ugyanarra az időszakra (és területre) vonatkoztatott csapadékkal:

$$\alpha = L/C \quad (2.8)$$

ahol:

L: a területről lefolyt vízmennyiség [mm],

C: az adott területre hulló csapadék [mm].

A lefolyási tényező számítására, becslésére a hazai gyakorlatban régóta alkalmazzuk Kenessey módszerét. A lefolyási tényezőt az alábbi összefüggés alapján becsülhetjük:

$$\alpha = \alpha_1 + \alpha_2 + \alpha_3 \quad (2.9)$$

ahol:

α_1 a lejtési viszonyoktól,

α_2 a talajtól (víztartó, vízvezető képesség),

α_3 a felszín növényborítottságától függő érték.

A lefolyási tényező jellemző értékei lejtési viszonyok (α_1) alapján hazánkban:

- síkvidéken $\alpha_1 = 0,05 - 0,1$
- dombvidéken $\alpha_1 = 0,1 - 0,15$
- hegyvidéken $\alpha_1 = 0,15 - 0,3$

A talaj vízáteresztő képesség szerinti csoportosítása (α_2) alapján

- Erősen áteresztő talajtípus $\alpha_2 = 0,03-0,05$
- áteresztő talaj $\alpha_2 = 0,06 - 0,2$
- vízzáró talaj $\alpha_2 = 0,21 - 0,3$

A felszín növényborítottságtól függő érték (α_3)

- zárt erdő, laza üledék $\alpha_3 = 0,03-0,05$
- megművelt talaj, erdő rét, legelő $\alpha_3 = 0,06-0,25$
- kopár szikla $\alpha_3 = 0,26-0,3$

A lefolyást befolyásoló tényezőket a 4.1. táblázat foglalja össze.

4.1. táblázat. A lefolyást befolyásoló tényezők

Jellemzők	Növelő tényező	Csökkentő tényező
a vízgyűjtőterület lejtői	meredek	lankás
a vízgyűjtő felszíne	sima, kis édességű	hullámos, erdős
felszín borító réteg tulajdonsága, vízkapacitása	vízzáró, csekély vízkapacitású	vizet áteresztő, sok vizet képes felvenni
a vízgyűjtő vízhalózata	sűrű	ritka
a növénytakaró típusa, gyökérzete	gyér, szárazságtűrő, sekély gyökérzetű	dús, vízigényes, mély gyökérzetű
a völgyfenék mérete	szűk	széles
a meder esése, növényzettel való benőtttsége	nagyesésű, mélyen beágyazott, csekély növényzettel	kisesésű, sűrűn kiáradó, elfajult, benőtt
a talajvíz elhelyezkedése	magas	mélyen van

A lefolyás vizsgálatok az egyik legfontosabb adat a lefolyási idő. A vízgyűjtőterületről lefolyó vízrészecske legnagyobb lefolyási idejét összegyülekezési időnek (τ) nevezzük. Az összegyülekezési idő ismerete fontos, hiszen a nagy csapadékból keletkező árhullám csúcsvízhozama (egyenletes csapadékintenzitást feltételezve) az összegyülekezési idő alatt ér a vizsgált szelvénybe.

Az összegyülekezési idő becslése (1-500 km² nagyságú vízgyűjtők esetén):

$$\tau_1 = \frac{L^2}{\sqrt{A \cdot I}} \text{ [perc]} \quad (2.10)$$

Az összegyülekezési idő becslése (500-2000 km² nagyságú vízgyűjtők esetén):

$$\tau_2 = \frac{L^2}{\sqrt{A \cdot I}} \left(1,04 - \frac{A}{5840}\right) \quad (2.11)$$

ahol:

L – a vízrészecske leghosszabb útja [km]

A – a vízgyűjtő területe [km²]

I – a leghosszabb út átlagos esése

Az összegyülekezési időt általában két részre bontjuk:

- a terepi lefolyásra (τ_1)
- a mederbéli lefolyásra (τ_2).

Így az összegyülekezési idő a terepi, és a mederbéli lefolyás összege ($\tau = \tau_1 + \tau_2$)

A terepi lefolyás

Kb. 400 m lefolyási úthosszig a terepen való lefolyás idejét (T_1) egyedi vizsgálat alapján vagy becsléssel kell meghatározni:

$$T_1 = 1,2 \left(\frac{n \cdot L}{\sqrt{I}}\right) \quad (2.12)$$

ahol:

T_1 – az összegyülekezés ideje [min]

n – a felszín simasági együtthatójának (k) reciproka [s/m^{1/3}]

L – lefolyási hossz [m]

I – felszín átlagos esése [‰]

A 400 m feletti szakaszra:

$$T_2 = \frac{L}{\frac{v}{60}} \quad \text{és } v = 20 \cdot (\sin \alpha)^{3/5} \quad (2.13)$$

Több vízfolyás esetében:

$$T_2 = \frac{1}{60} \cdot \sum_{i=1}^n \frac{L_i}{v_{k_i}} \quad (2.14)$$

v – lefelszerű áramlás sebessége [m/s]

v_k – lefelszerű áramlások középsebessége [m/s]

α – terület vízszintessel bezárt hajlásszöge

L- lefolyási hossz [m]

T₂- összegyülekezési idő [min]

Az adott vízgyűjtő terület mértékadó vízhozamának meghatározása:

$$Q_m = i_p \cdot \sum_{i=1}^n (\alpha_i \cdot A_i) \quad (2.15)$$

ahol:

Q_m - mértékadó vízhozam [l/s; m³/s]

i_p - csapadékintenzitás [l/s·ha]

α_i - adott területtípusra vonatkozó lefolyási tényező értéke

A_i - részvízgyűjtő területe [ha]

2.4. PÁROLGÁS ÉS ANNAK MÉRÉSE, BECSLÉSE

A párolgás a folyékony halmazállapotból légnemű halmazállapotba történő átalakulás. Víz párolgása esetén a víztér cseppfolyós halmazállapotú részecskéi kilépnek a folyadéktérből és gáznemű állapotban belépnek a folyadékteret környező légtérbe, így a cseppfolyós vízből vízpára (vízgőz) képződik. A párolgás a vízteret és a légteret elhatároló felületen - a vízfelszínen - keresztülmegy végbe. A mozgási sebesség a víz hőmérsékletétől függ, amelynek növekedésével a molekulák mozgási energiája is megnövekszik. Ezzel együtt mind több molekula képes leküzdeni a molekuláris vonzerőt, illetve a folyadék fölötti gőz nyomását és vízgőz (pára) formájában átlépni a légtérbe. A folyadéktérből kilépő vízgőz egy idő után telíti a vízfelszín fölötti, kezdetben csupán vékony réteget. A telített légrétegből a vízgőz a fölette levő rétegekbe légmozgás hiányában a molekuláris, légmozgások esetén a turbulens diffúzió révén távozik, s ez által lehetővé teszi további vízmolekulák kilépését a víztérből.

Maga a párolgás energiaigényes folyamat. A párolgáshő megmutatja, hogy 1 kg folyadék elpárologtatásához mennyi energia szükséges. A víz párolgáshője 20°C-on kerekítve 2450 kJ/kg, ami igen nagy érték. A víz elpárologtatáshoz például több mint ötször annyi energia szükséges, mint a 0°C-ról 100°C-ra való felmelegítéséhez.

A párolgás sajátos szerepet tölt be a víz körforgásában. Ugyanis ennél a folyamatnál lép be az energia a rendszerbe, fenntartva ezzel a hidrológiai körfolyamatot. Óriási mennyiségű napenergia - a napsugárzás formájában a légkörbe belépő teljes energiamennyiség közel egynegyede (az egész Földre vonatkozóan) - fordítódik a víz párologtatására. A párolgás a vízháztartási mérleg legjelentősebb „kiadási” tagja. A hidrológiai körfolyamatban a földről, mint **páraleadó rendszerből** a légkörbe, mint **párafelvevő rendszerbe** érkező víz mennyisége (fő fenntartó ereje a napsugárzás). Párolgás mértéke évente kb. 500 ezer km³, ebből óceánok, tengerek kb. 85%, szárazföldek 15%-ot tesznek ki.

2.4.1. A párolgás formái

A hidrológiában a következő párolgási formákat különböztetjük meg:

- fizikai,
- fiziológiai,
- mechanikai,
- teljes vagy hidrológiai párolgás.

Fizikai párolgás, evaporáció: Tisztán fizikai folyamat. A folyékony halmazállapotú víz légneművé, azaz vízpárává alakul. Ide tartozik a szabad vízfelszínről, a csupasz talajtól, illetve más vizes felszínekről (talaj, út, növény) történő párolgás.

Fiziológiai párolgás, transzspiráció: A növények általi párologtatást jelenti. A folyamat során a növény légzőnyílásain keresztül jut vízgőz a légtérbe. A transzspiráció nem tisztán fizikai jelenség, mivel a növény is közreműködik a folyamatban.

Mechanikai párolgás: A vízmolekulák légmozgás (mechanikai kényszer) hatására lépnek ki a vízfelszínről a levegőbe. Ez gyakran nem különíthető el a fizikai párolgástól, az evaporáció speciális esetének tekinthető.

Hidrológiai párolgás: A felsorolt párolgási formák összessége. A hidrológiában általában nincs szükség az egyes párolgási formák elkülönítésére, a felszínről a légkörbe jutó víz összmenyisége számít.

A természetes talajfelszíneket többnyire növénytakaró borítja. Ekkor a talaj vízvesztése, illetve a légkörbe jutó vízmennyiség az evaporáció és a transzspiráció összege. A két folyamat szorosan kapcsolódik egymáshoz, együttesen evapotranszspirációnak nevezzük.

Az evapotranszspiráció tehát a növényzet és a felszín együttes párologtatása, a növényzettel borított területről összességében a légkörbe jutó víz mennyisége. Az összevonást indokolja, hogy általában a két részjelenség együttes hatása számít, ráadásul ezek nehezen különíthetők el pl. mérés során.

A párolgáshoz kapcsolódóan még két fontos fogalmat kell megjegyezni:

- tényleges párolgás,
- potenciális párolgás.

Tényleges párolgás: Az adott körülmények között ténylegesen a légkörbe jutó vízmennyiség.

Potenciális párolgás: Megmutatja, hogy mennyi lenne a párolgás az adott körülmények (pl. meteorológiai viszonyok) között, ha vízhiány nem lépne fel korlátozó tényezőként. Stelczer (2000) szerint a növényzet párologtatásának mérésénél mindig a növényzet életterének minősülő talaj vagy víztest párolgását is mérjük (Stelczer, 2000).

A hidrológiában a párolgást – a vízháztartási mérleg többi tagjával azonos módon - mindig egy adott nagyságú területre vonatkoztatjuk, vagyis az evapotranszspirációt a „területi párolgás” szinonimájaként értelmezzük.

Mivel az evapotranszspiráció mértékét alapvetően megszabja az elérhető, rendelkezésre álló vízkészlet, így ennek alapján beszélhetünk:

- Tényleges (aktuális) evapotranszspiráció: amely adott felületről adott helyen és időben elpárolgó víz mennyisége (ET).
- Lehetséges (potenciális) evapotranszspiráció: amely a vízzel korlátlanul ellátott felületekről elpárologtatható víz mennyisége (ET_{pot}) Vízfelületek esetében ET = ET_{pot}.

2.4.2. A párolgást befolyásoló tényezők

Szabad felületek párolgása esetében:

- a párolgó felület feletti légtömeg telítettségi hiánya,
- a felszín közelében lévő légmozgás sebessége (szélsebesség),
- a légkör páravezető képessége.

Növényzettel borított felszín (evapotranszspiráció) esetében:

- rendelkezésre álló víz mennyisége,
- felhasználható energia,
- párát szolgáltató (páraleadó) és a párát befogadó (párafelvevő) alrendszerek szállítási kapacitása,
- növénytakaró típusa, kora,
- talaj összetétele, hőmérséklete, hőháztartási viszonyai nedvességtartalma, fizikai-kémiai tulajdonságai, talajművelés jellege,
- szélsebesség.

Szabad felszínek párolgása

Az evaporációt a párolgás felülete szerint a következőképpen csoportosíthatjuk:

- szabad vízfelület,
- szabad (kopár) talajfelület,
- hó- és jégfelület,
- növényzet felületének és
- utak, tetők, egyéb burkolt felületek párolgása.

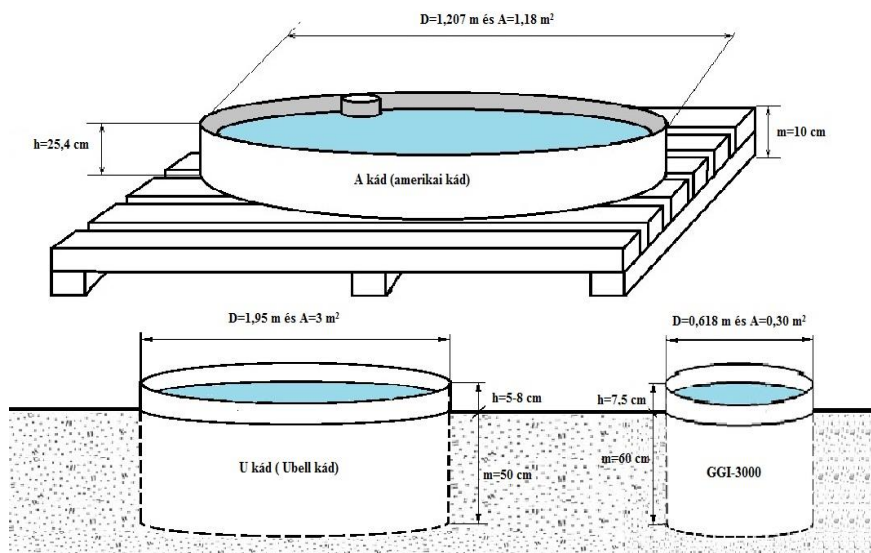
Szabad vízfelületek párolgása

A szabad vízfelületek párolgásának összetett folyamata különleges és fontos helyet tölt be az evapotranszpiráció becslésében, mivel a páraleadó alrendszer (felszíni víz) sosem korlátozott.

Szabad vízfelületek párolgásának mérése

Mérés a területre kihelyezett párolgásmérőkkel:

- Wild-féle műszer,
- A, U, GGI párolgásmérő kádak,
- Piche-féle párolgásmérő.



2.2. ábra. Párolgásmérő kádak (saját szerkesztés).

A párolgásmérő kádak a Wild-féle párolgásmérőnél lényegesen nagyobb felületűek (0,1 – 20,0 m²) és térfogatúak, továbbá a szabadban való elhelyezésük (talajfelszínre helyezve, talajba süllyesztve) következtében párolgásuk jobban megközelíti a környezetükben lévő szabad vízfelületek párolgását.

Szabad vízfelületek párolgásának számítása

A pontbeli mérésen túlmenően a párolgás meghatározásának módjai a következők lehetnek:

- becslés (éves és havi párolgásértékek sokévi átlagának térképen és grafikonon megadott értékei alapján – a térkép főleg a síkvidéki, a grafikonok a domb- és hegyvidéki párolgási értékek meghatározására);
- vízháztartási mérleggel, energiaháztartási módszerekkel;
- Meyer eljárással;
- aerodinamikai módszerrel;

- kádpárolgás (mért párolgás) adatok alapján.

Szabad felszín párolgásának mérése

A talajpárolgás mérése általában liziméterekkel történik, melyek alkalmasak a háromfázisú zóna (talaj- víz-levegő) szivárgási és vízháztartási viszonyainak vizsgálatára.

Amennyiben a liziméterbe növényzetet ültetünk, akkor a talaj párolgása mellett a növényzet párologtatását is, tehát evapotranszpirációt is mérhetünk.

Szabad (kopár) szárazföldi felületek párolgása (talajpárolgás)

A szabad szárazföldi felületek párolgása a talajt bizonyos mélységig kiszárítja, miközben a vízmozgás a mélyebb szintből az evaporáló talajfelszín felé halad. Színtere: az időjárás hatásának kitett teljes fedőréteg, (általában néhány méter mélységig)

Mértékét befolyásolják:

- időjárási viszonyok (felszínközeli légréteg párafellevő képessége);
- fedőréteg víz- és hőháztartási viszonyai (vízhiány korlátozza a talajpárolgást, ezért a kopár talaj tényleges párolgása általában kisebb, néha lényegesen kisebb, mint a lehetséges párolgástól: $E_s \ll E_{s,pot}$).

A páraleadó alrendszer talajpárolgást befolyásoló tényezői:

- csapadékviszonyok (meleg, nyári időben lehulló csapadék szinte 100%-a elpárolog, csapadékhullás ideje után a fedőréteg vízzel telítődik és a víz határozza meg a párolgás mértékét);
- talajvízből való utánpótlás lehetősége – elsősorban síkvidéken;
- fedőréteg talajösszetétele és a talaj szerkezete;
- talajfelszín színe (fehérhez viszonyítva a sárga 7%-al, a barna 19%-al, a szürke 25%-al, a fekete 32%-al többet párologtat).

Növényzet felületéről történő párolgás

A növényzet felületéről történő párolgás meghatározásánál a növényzet felületén visszatartott vízmennyiség (intercepció) nagyságából kell kiindulni, sőt azzal a megközelítéssel kell élni, hogy a növényzet felületén visszatartott csapadék mind elpárolog. Így válik az intercepció és a növényzet felületéről történő párolgás azonos mennyiséget kifejező fogalommá. Mértéke függ:

- lombzat milyenségétől, sűrűségétől (fedettség),
- csapadékhullás intenzitásától, mennyiségétől,
- egyéb hidrometeorológiai körülményektől (lég hőmérséklet, szél, légnedvesség).

Jellemzője, hogy a vízpótlás jól meghatározható ideig tart, és ez idő alatt nem is korlátozott, ezért a tényleges és lehetséges párolgás mértéke azonos, továbbá adott

növényzet, adott felületnagyság esetén a referenciaérték megegyezik a lehetséges és tényleges párolgás értékével.

Növényzet felületéről történő párolgás meghatározása

A növényzet felületéről történő párolgás meghatározására két módon történhet:

- Szabad terepen és növényzet koronája alatt elhelyezett csapadékmérők adatainak különbségeként – pontatlan és egyes esetekben nehezen kivitelezhető.
- Mérési sorozatok (csapadék- intercepció) alapján felállított modellekkel (figyelembe véve a növényzet fajtáját, fejlettségét, a csapadék intenzitását, a szél erősségét):
 - lineáris kapcsolat az intercepció és a növényzet koronája felett mérhető csapadék között;
 - növényzet felületén növekvő tározódást is figyelembe vevő összefüggéssel;
 - folyamat időbeni változását követő modellekkel.

A növényzet levélfelületén tározott víz csökkenti a növény vízigényét, melyet egyébként a talajból kellene felvennie, illetve növeli a környezet relatív páratartalmát, ami viszont az evapotranszspiráció egyéb összetevőinek (szabad felületeknek) csökkenését eredményezi.

Egyes vélemények szerint a szabad felületek lehetséges (potenciális) párolgásának negyedét az intercepciós víz elpárolgása adja.

A csapadék intenzitásától függően a lombzat felületéről a leesett csapadék 10-35%-a párolog el. Rövid idejű, csendes esőknél ez 100% is lehet, de igen heves zápor esetén a zérus felé tart. Éves vonatkozásban a növényzet csapadék-visszatartó hatása jelentős: 17-40% közötti. Ezek a magas értékek abból adódnak, hogy a csapadékok jelentős része csendes eső vagy rövid ideig tartó csapadék, mely intercepciója a legnagyobb.

A növényzet párologtatásának hajtóereje a párat befogadó alrendszer, azaz a légtér párabefogadó kapacitása.

Azt, hogy a növényzet ténylegesen mennyit párologtat el, a transzspiráció szempontjából másik kritikus tényező a talaj víztartalma, vízellátottsága, vízutánpótlódása, vagyis a hozzáférhető vízkészlet határozza meg.

2.4.5. A területi párolgás

A párolgás területi eloszlására az a speciális helyzetjellemző, hogy két lehetőségtől (nagy vízfelületek, ill. nagy kiterjedésű pusztaságok) eltekintve a területen az evapotranszspiráció összetett folyamata megy végbe.

A területi párolgás értéke közvetlenül nem mérhető, ezért meghatározása közvetett mérésekkel, illetve számítási módszerekkel lehetséges.

A potenciális párolgás nehezen mérhető légköri tulajdonság, számos módszer terjedt el számítás alapján történő meghatározására.

A lehetséges (ET_{pot}) területi párolgás meghatározása (vizsgált terület > 50-100 km²):

- Thornthwaite - Holzman (1924) – a Földön különböző részein elhelyezett szabványosított liziméterek adatainak statisztikai feldolgozása alapján;
- Budyko (1971) – a térszín sugárzási mérlegének részletes fizikai elemzése útján;
- Penman (1956) – szabad vízfelületek számított értékének szorzószámmal történő módosításával (Valiantzas, 2006);
- Szesztay-féle összefüggéssel (Szesztay, 1963).

A tényleges (ET) területi párolgás meghatározása pedig:

- becsléssel tapasztalati képletek vagy vízháztartási mérleg alapján;
- Szesztay eljárással;
- sugárzási módszerrel történhet.

A tényleges és lehetséges területi párolgás közötti különbséget az jellemzi, hogy a lehetséges területi párolgás számításakor a párolgási felület változékonyságán kívül csak a párát befogadó alrendszer tulajdonságait kell figyelembe venni, míg a tényleges területi párolgás meghatározásához a párát szolgáltató alrendszer állapotát is ismerni kell. A tényleges párolgás mértéke soha sem nagyobb, mint a potenciális (lehetséges) párolgásé.

Lehetséges területi párolgás meghatározása

A rendelkezésre álló bőséges szakirodalomból a potenciális evapotranszpiráció néhány fontos számítási eljárása a következő.

Becsléssel

Magyarország 50 – 100 km² –nél nagyobb vízgyűjtőin a Szesztay (1960) módszer alapján:

$$(ET)_{pot} = 0,197 \times t_a^{(10)} + 103 \text{ (mm/év)} \quad (2.16)$$

ahol: $t_a^{(10)}$: a 10 °C feletti napi középhőmérsékletek évi összege;

Az éven belüli eloszlás (havi összegek) a szabad vízfelületek párolgási viszonyait jellemző havi értékek változása alapján becsülhető – $(ET)_{pot}$ és E_w között lineáris kapcsolatot feltételezve.

Tényleges területi párolgás meghatározásának 4 jól ismert módszere:

- A. **Turc-módszer:** az évi csapadékmennyiség (C) és az évi átlagos középhőmérséklet (T) alapján becsüli a tényleges párolgást (Valipour, 2015).

$$E_T = \frac{C}{\sqrt{0,9 + \frac{C^2}{L^2}}} \quad \text{ahol } L = 300 + 25T + 0,05T^3 \quad (2.17)$$

És ennek továbbfejlesztett változata Szász (1988) szerint, ami a levegő hő mérséklete, a sugárzó energia nagysága, a talaj nedvességtartalma, a csapadék nagysága, valamint a levegő párologtató képessége közti összefüggésre épül:

$$PET = (G + 50) \frac{0,013T}{T+15} \quad (2.18)$$

ahol:

G: a globálsugárzás napi összege [kcal/cm²]

T: a napi középhőmérséklet [°C]

Ez a módszer az egész világon elterjedt, mivel igen egyszerű, s könnyen hozzáférhető meteorológiai adatokkal, a napi középhőmérséklettel és a globálsugárzással számol.

B. *Szesztay (1960) módszerrel*, melynek eredményei a következők:

Téli hónapokra: $ET = (ET)_{aa} \pm \Delta ET \quad (2.19)$

Tavaszi-nyári-őszi hónapokra: $ET = \frac{(ET' \times (ET)_{aa})}{100} \quad (2.20)$

C. *Penman-Monteith módszer*

Az evapotranszspiráció számítására szolgáló számos összefüggés közül a párologás és a párologtatás tényleges folyamatát talán leginkább közelíti a Penman-Monteith módszer. A Penman -Monteith féle ún. „nagy levél” („big - leaf”) modellben a teljes tenyészterület vegetációval való borítottságát feltételezzük. A napi potenciális evapotranszspirációt az alábbi összefüggéssel határozhatjuk meg:

$$LET = \frac{\Delta(R_n - G) + \rho c_p (E - e) \frac{1}{r_a}}{\Delta + \gamma \left(1 + \frac{r_c}{r_a}\right)} \quad (2.21)$$

ahol:

LET: az evapotranszspiráció látens energiaárama (kJ/m²s)

R_n: a sugárzási mérleg energiája a felszínen (kJ/m²s)

G: a talaj által forgalmazott hőenergia (kJ/m²s)

ρ: a levegő sűrűsége (kg/m³)

c_p: a nedves levegő állandó nyomáson vett fajhője (kJ/kg°C)

E-e: a telítési hiány (kPa)

r_a: aerodinamikus ellenállás (s/m)

r_c: növényállomány ellenállása (s/m)

Δ: telítési párányomás 1°C-ra eső változása (kPa/°C)

γ: pszichrometrikus konstans (kPa/°C)

D. Antal (1968) formula

Anda és társai (2015) véleménye szerint az Antal-féle empirikus módszer elsősorban Magyarországon használatos, de külföldön is ismert. Abból a feltevésből indul ki, hogy mind a hőmérséklet, mind a telítettségi hiány exponenciálisan növeli a párolgást, a következő összefüggés szerint:

$$PET = 0,9[E - e]^{0,7}(1 + \alpha T)^{4,8} \quad (2.22)$$

ahol

E: a napi középhőmérséklethez tartozó telítési párányomás (Hgmm)

e: a napi átlagos párányomás (Hgmm)

α : a levegő hőtágulási együtthatója (1/273)

T: a napi középhőmérséklet (°C)

2.5. BESZIVÁRGÁS, LESZIVÁRGÁS

A beszivárgás az a folyamat, amely során a felszínen levő víz (származhat csapadékból, hóolvadásból, öntözésből, odafolyásból stb.) bejut a talajba. A vízháztartási egyenleg (térben és időben) legjobban változó tagja. A csapadékhoz és a párolgáshoz hasonlóan mm-ben adjuk meg, mely annak a vízoszlopnak a magassága jelenti, amely 1 m² felületen egységnyi idő alatt áthatol.

A beszivárgott víz mennyisége tehát az a vízmennyiség, ami a felszínről bekerül a felszín alá. A beszivárgás mennyiségét (a csapadékhoz, párolgáshoz hasonlóan vízoszlop-magasságban értelmezve) általában mm-ben adjuk meg.

A beszivárgás intenzitásának, azaz az időegység alatti beszivárgásnak a szokásos mértékegysége a mm/h.

Ha a beszivárgott csapadék eléri a kétfázisú zónát, azaz a talajvíz szintjét, **szivárgásról, vagy leszivárgásról** beszélünk.

A beszivárgás és a talaj legfelső rétegében kialakuló szivárgás közvetlen hatással van a vízháztartás más elemeire.

Ha a beszivárgás intenzitása nagy, akkor csökken a lefolyás lehetősége és a párolgás is csak a nedves talajfelszínről történik. Ha a beszivárgás lehetősége kisebb, akkor felszíni vízállások keletkezhetnek, amelyből nagyobb lehet a párolgás aránya és felszíni lefolyás is kialakulhat.

A beszivárgás függőleges irányú és általában a kezdeti háromfázisú szivárgás elég rövid idő alatt kétfázisúvá válik.

A beszivárgásnak három szakaszát különböztethetjük meg:

- Felületi beázás, a talajfelszín benedvesedése, a víz összegyülekezése a felszíni egyenlőtlenésekben.
- Gravitációs beszivárgás a nagy pórusok, repedések, a gyökér- és állatjáratok feltöltődését jelenti. Ezzel egy időben, esetleg időben kissé eltolódva történik a kapilláris beszivárgás a kisebb járatokba.
- Beszivárgás a réteg teljes telítődése esetén, amikor a beszivárgás minimumra csökken, lassan megállapodik és gyakorlatilag egy állandó értéket vesz fel.

A beszivárgás időbeliségét az intenzitás időbeli változásával, valamint a beszivárgási görbével szoktuk jellemezni. A beszivárgás intenzitása az eső első perceiben a legnagyobb, és rövid ideig állandó, mert ekkor a talaj még minden csapadékot elnyel.

Az intenzitás ezt követően kezd csökkenni, amely csökkenés először közel egyenletes, majd ahogy a talaj egyre inkább telítődik, úgy az intenzitás mérséklődése is egyre inkább csökkenő mértékű, fokozatosan közelítve a teljes telítettség állapotában is beállt szivárgási intenzitást (2.3. ábra).

2.5.1. A szivárgás számítása

A beszivárgás sebességét leíró összefüggések közül a Horton-féle és a Philip-féle megközelítés terjedt el. A beszivárgás víznyelési szakaszára a Philip-egyenlet, a vízáteresztési szakaszra a Horton-egyenlet ad jobb közelítést. Verma (1982) és Mollerup (2007) szerint a két egyenlet a következő:

$$\text{Philip-egyenlet:} \quad f = S_p t^{1/2} + f_c \text{ [mm/h]} \quad (2.23)$$

$$\text{Horton-egyenlet:} \quad f = f_c + (f_0 - f_c)e^{-\alpha t} \text{ [mm/h]} \quad (2.24)$$

ahol:

f = a t időponthoz tartozó beszivárgási sebesség [mm/h];

f_c = az állandósult beszivárgási sebesség [mm/h];

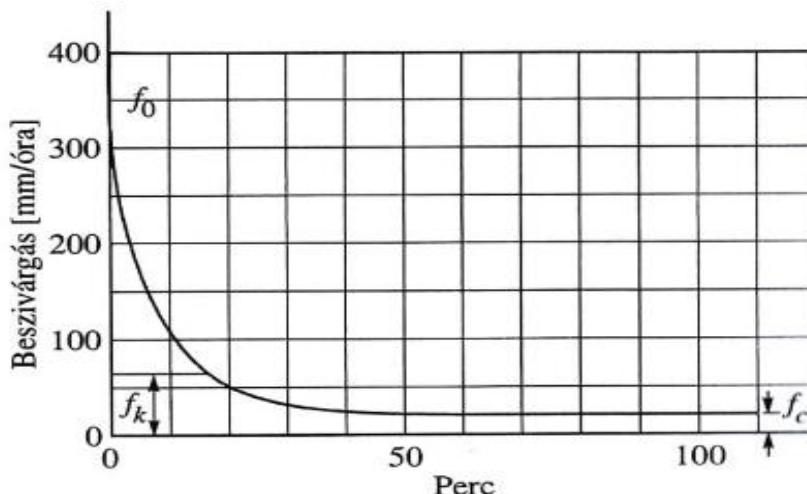
f_0 = a beszivárgás kezdeti értéke [mm/h];

e = természetes logaritmus (2,718);

α = a talajra jellemző érték;

t = a vizsgálat kezdetétől eltelt idő;

S_p és c egyenletparaméterek, melyek a talajtípussal mutatnak összefüggést.



2.3. ábra. A beszivárgás intenzitásának csökkenése az idő függvényében.

A felszín alatti közegben a vízmozgásra ható erők közül a legfontosabbak: a gravitáció, a hidraulikus nyomáskülönbség, a kapillaris potenciálkülönbség, a páryanomás különbség. Hogy ezen erők közül melyek, milyen mértékben hatnak, azt a talaj vagy kőzet víztartalma és vízformái határozzák meg.

Ennek alapján a vízmozgás három alapvető típusa különböztethető meg:

- vízmozgás vízzel telített (kétfázisú) talajban vagy kőzetben,
- vízmozgás vízzel nem telített (háromfázisú) talajban vagy kőzetben,
- páramozgás.

Ha a felszín alatti közeg szilárd fázisának valamennyi pórusát kitölti a folyadékfázis (**kétfázisú szivárgás**), tehát nincs levegő a közegben, a víz mozgását a gravitációs erő és a hidraulikus nyomáskülönbség határozza meg. Ez elsősorban a talajvízszint alatti rétegekben fordul elő, de tartós elárasztás, vízborítás esetén a felsőbb ún. pangóvízes rétegekben is. A szivárgás sebességét úgy definiáljuk, mint az áramvonalakra merőleges egységnyi keresztmetszeten az időegység alatt átfolyt vízmennyiséget.

Laboratóriumi kísérletekkel igazolták, hogy a talaj vízáteresztő képessége, azaz a talajban szivárgó víz sebessége arányos az adott áramlási szakaszon (s) érvényesülő nyomásvesztéssel (dh/ds), vagyis a hidraulikus gradienssel (I), valamint a talajra jellemző arányossági tényezővel (k), amelyet **szivárgási tényezőnek** neveznek.

2.5.2. Darcy törvénye

Darcy megállapítása szerint a szivárgás sebessége a hidraulikus eséssel egyenesen arányos (Juhász, 2002).

$$v = k (dh/ds) = k I \quad (2.25)$$

ahol:

v - a szivárgási sebesség [m/s],

k - szivárgási tényező, arányossági tényező [m/s],

dh/ds - mozgást generáló vízszintkülönbség és szivárgási út hányadosa [-],

I - hidraulikus esés [-].

Az összefüggés **Darcy-féle törvény** néven ismeretes, amellyel az egyenletesnek feltételezett, lamináris szivárgás jellemezhető.

A szivárgási tényező, mint a közeg egyik fő jellemzője a következő tényezőktől függ:

- a szemátmérőtől és a szemeloszlástól,
- a hézagterfogatától, illetve a hézag tényezőtől,
- az aktív keresztmetszettől,
- a pórusokban szivárgó folyadék viszkozitásától és sűrűségétől,
- a szemcsék alakjától és elrendeződésétől,
- a kőzetfajtától,
- a pórusokban lévő oldatlan gáz mennyiségétől.

2.6. VIZEK SZENNYEZŐI

A vizek minőségét a víz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak összessége határozza meg. A víz minőségének vizsgálatakor először szakszerűen mintát veszünk a vízből, majd helyszínen és a laboratóriumban fizikai, kémiai és biológiai vizsgálatok elvégzése történik. A laboratóriumi vizsgálatokhoz a vett mintákat szakszerűen kell tárolni, szállítani. A vizeket a különböző felhasználási célokra való alkalmasságuk alapján osztályozzuk, így megkülönböztetünk ivóvízellátásra, többféle ipari vízellátásra (hűtés, technológiai víz, stb.) mezőgazdasági öntözésre és egyéb vízhasználatra alkalmas vizeket (pl. rekreációs vizek, vagy víztározók vizei). E vizsgálatok célja, hogy a vizekben lévő szennyezőket milyen mértékben kell eltávolítani a vízből, ami a felhasználási igény szerint változó minőségileg és mennyiségileg is (pl. fűtési rendszerben lévő kazántápvíz sótartalma a rendszerben lerakódást okozhat, ami szélsőséges esetben robbanást is okozhat).

A vízszennyezés minden olyan a víz fizikai, kémiai, biológiai, bakteriológiai, illetve radiológiai tulajdonságában - elsősorban emberi tevékenység hatására - bekövetkező változás, melynek következtében emberi használatra, illetve a természetes vízi élet számára való alkalmassága csökken, vagy megszűnik, illetve alkalmassá tétele költséges vagy szélsőséges esetben nem gazdaságos (Stelczer, 2000).

A víz szennyezését okozó szennyezőket több szempont szerint is csoportosíthatjuk: pl. halmazállapot, forrás, veszélyesség szerint. A szennyezők lehetnek, anyagok, energiák és élőlények is. A szennyező anyagoknak tekintjük az olyan szervesetlen elemeket, ionokat, illetve szervesetlen és szerves vegyületeket, amelyek a vízbe jutva az élőlények élettevékenységét kedvezőtlenül befolyásolják, életüket veszélyeztetik, az ember tevékenységét akadályozzák.

A vízszennyező anyagokat az alábbiak szerint csoportosítjuk:

- oxigénigényes hulladékok (szennyvíz, trágya és egyéb biológiailag lebomló szerves anyagok, amelyek csökkentik a víz oldott oxigéntartalmát),
- vízoldható szervesanyagok (sók, savak, toxikus nehézfémek),
- szervesanyagok (nitrát, foszfát),
- szerves vegyületek (vízben oldódó, illetve nem oldódó olaj, kőolaj származékok, peszticidek, detergensok, stb.),
- hordalékanyagok vagy szuszpendált anyagok (nem oldódó talajrészecskék, és egyéb szervesanyagok, amelyek a vízben szuszpendált formában maradnak),
- betegséget okozó ágensek (baktériumok, vírusok, paraziták),
- radioaktív anyagok.

Az **oxigén igényes hulladékok**, ha elegendő oldott oxigén áll rendelkezésre az aerob dekomponáló szervezetek (baktériumok, gombák) tevékenysége eredményeként lebomlanak. Ezen hulladékok fő forrása, természetes felszíni lefolyás, kőolajfinomítók, élelmiszeripari üzemek, rosszul működő szennyvíztisztító telepek, papírgyárak, stb.

A **vízoldható szervesanyagok** a vízben oldódó sók, savak, toxikus nehézfém vegyületek és egyéb szervesanyagok. A nátrium, kalcium és egyéb sók csapadékot illetve öntözést követő lefolyásból, ipari tevékenységből, az utak sózásából és természetes forrásokból származhatnak. A savak a légkörből, szénbányákból, különböző ipari üzemekből kerülhetnek a vizeinkbe. A szennyvíztisztító telepekről, bányákból, ipari üzemekből a befogadóba kerülő, a vizeket toxikus, esetleg karcinogén hatású nehézfémek (As, Cd, Ca, Pb, Hg és egyéb szervesanyagok) is szennyezhetik.

A **szervesanyagok** közül két meghatározó tápanyag a vízi ökoszisztémák növényeinek növekedésében a foszfor, (foszfát) és a nitrogén (nitrát és ammónium). Ezek fő forrásai, mint pontforrások, a szennyvíztisztító telepek, a diffúz források közül az állattartótelepekről, szántóföldekről, állati itató helyekről származó lefolyás, illetve a műtrágya bemosódása jelentős. Ezek halmozott mennyisége az algák gyors növekedését, a jelentős virágzását, a víz szagának, ízének, esztétikai szépségének romlását, valamint a napsugarak felszín alá jutását csökkenti. Az algák pusztulását követő lebontás révén a víz oldott oxigéntartalmát lecsökkentik az aerob dekomponálók, és ez akadályozza a vízi élőlények életműködését.

A **szerves vegyületek** sokasága kerülhet a felszíni illetve a felszín alatti vizeinkbe. Ezek lehetnek természetes eredetűek (baktériumok és az algák által termelt vegyületek), de a legtöbb szerves vegyület az emberi tevékenységből származik. A peszticidek különböző alcsoportjai a szántóföldekről, kertekből történő lefolyás útján juthatnak a felszíni vizekbe, míg a kőolaj és származékai kutakból, csővezetékek meghibásodása miatt, gépek, gépjárművek, kenőolajjal való kezeléséből származhatnak. A szintetikus műanyagok,

detergenssek, széles körben alkalmazott oldószerek, mint pl. a fémek zsírtalanítására használt (rákkeltő) triklóretilén, az ipari tevékenység következtében kerülhet a felszíni vizekbe, vagy leszivároghatnak a talajvízbe.

A **lebegtetett hordalékok** vízben nem oldódó szerves és szervetlen anyagok, talajszemcsék, valamint a természetes lefolyásból, a mezőgazdasági termelésből, bányászatból, építésből származóan kerülhetnek a felszíni vizekbe. A durvább részecskék, mint a homok, iszap gyorsan leülepednek a meder fenekére. A finomabb részecskék, mint az agyag, és a finom szemcsés részecskék hosszabb ideig szuszpenzióban maradnak, mielőtt leülepednének. A legtöbb hordalék a víz kezelése során kiszűrhető, kiülepíthető, így ezek ritkán okoznak egészségügyi problémát, viszont a vízzel érintkező forgó gépi berendezések (szivattyúk) kopását, öntöző elemek (fúvókák) dugulását okozhatják. A vízkezeléssel el nem távolított finom hordalék részecskék adszorbeálhatják, és koncentrálnak a toxikus nehézfém vegyületeket, peszticideket, baktériumokat és egyéb egészségre veszélyes anyagokat.

A **radioaktív anyagok** (urán, radon, stroncium, stb.) ipari és kutatólaboratóriumokból, geotermikus kutakból, egészségügyi intézményekből, atomerőművekből kerülhetnek a felszíni vizekbe.

2.7. VIZEK MINŐSÍTÉSE

A vízminőség meghatározására a fizikai, kémiai, biológiai, bakteriológiai minősítési eljárások állnak rendelkezésünkre

2.7.1. Fizikai vízminősítés

Fizikai vízminősítés során, a víz színét, színváltozásait, áttetszőségét, fényviszonyait, hőmérsékletét és hőhártartását, a benne lévő lebegő anyagok szemcseméretét (szemeloszlás meghatározása) valamint az áramlási viszonyokat vizsgáljuk és minősítjük a mért adatok alapján.

2.7.2. Kémiai vízminősítés

Kémiai vízminősítés esetén a vizek vegyi összetételét határozzuk meg, vagyis az oldott anyagok ionmennyiségét és minőségét, valamint a lebegő és emulgeált anyagok minőségi és mennyiségi viszonyait. A leggyakrabban vizsgált kémiai jellemzők:

- pH,
- összes sótartalom, az oldott sók koncentrációja,
- oldott oxigén,
- BOI,
- KOI,
- tápanyagok (öN, öP)
- keménység, (nálunk német keménység)

- szerves és szervesetlen mikroszennyezők.

2.7.3. Biológiai vízminősítés

A biológiai vízminősítés során a víz azon tulajdonságait veszik alapul, amelyek a vízi ökoszisztémák számára valamiért fontosak: létrehozzák és fenntartják azokat, vagy éppen károsan hatnak azok működésére.

A biológiai vízminősítés 4 tulajdonság csoportba sorolja a ható tényezőket, és mindegyik csoporton belül 10-+ kategóriát alakít ki. A 0. kategória a szennyezésmentes állapotot jelenti, 1-9 között pedig a szennyezés fokozatai találhatóak.

A gyakorlatban több biológiai vízminősítő rendszert alkalmaznak:

- négy tulajdonságcsoportra (halobitás, trofitás, szaprobitás, toxicitás) épülő módszer, tulajdonságonként 10-10 fokozatú skálával (Felföldy, 1987);
- oxigén, nitrogén, foszfor tartalom jellemzőin, valamint mikrobiológiai és toxikológiai sajátságokon alapuló 5 fokozatú skálát tartalmazó módszer (Németh, 1998);
- ökológiai sokváltozós vízminősítő rendszer (Dévai et al., 1992);
- Makrozoobenton Család Pontrendszer (Csányi, 1997);
- édesvizek biológiai minősítése referencia jellegű állapotok felhasználásával.

Hazánkban a Felföldy módszer a legelterjedtebb.

Halobitás: A halobitás a vízi élővilág számára biológiailag fontos szervesetlen kémiai tulajdonságainak összességét jelenti. Kémiai mérhető anyagokat (elemeket, vegyületeket) jelent, természetes vizekben eredetét és mennyiségét a földkéreg (a felszín és a meder) anyagának összetétele határozza meg. A halobitást a bevezetett szennyvizek módosítják, ezáltal a vízben eredetileg levő ökoszisztéma megváltozhat.

Trofitás: A trofitás a vízben élő növényi szervezetek elsődleges (a halobitás szervesetlen növényi tápanyagaiból történő) szervesanyag termelésének mértéke. A szervesanyag-termelés alapja a fotoszintézis. Meghatározására a vízben élő algák számát és azok klorofill tartalmát mérik.

Szaprobítás: A szaprobitás a vízben levő elhalt szerves anyagok lebontásának mértéke; mely a heterotróf vízi szervezeteknek táplálékul alkalmas, nem mérgező és biokémiai hozzáférhető szerves anyagok mennyiségétől függ. A szaprobitást mikroszkóp segítségével (a fajok vizsgálatával) és az oxigénfogyasztás mérésével határozzák meg (BOI és KOI).

Toxicitás: A vizek mérgezőképességét jelenti. A mérgek származhatnak a földkéreg anyagaiból (pl. nehézfémek), a vizek szervesanyag-tartalmának rothadásából (ammónia; kén-hidrogén, merkaptánok) vagy emberi tévékénységből (pl. tisztítatlan szennyvíz bevezetése). A mérgező hatást a sokféle eredet és anyag miatt általában nem kémiai;

hanem biológiai módszerekkel, élő tesztszervezetekkel (pl. algák, halak) vagy növényi magvak csíráztatásával (pl. mustármag) végzik. A mérgezőképesség megítélésére azt a hígítási fokot adják meg, melynél a hígított, mérgezett vízben adott idő alatt a tesztszervezetek fele életben marad.

2.7.4. Bakteriológiai vízminősítés

A vizek bakteriológiai szennyezettsége már régebben is gyakran okozott járványokat fertőzéseket. A kórokozók azonosítása időigényes (3 naptól; 1-2 hónapig terjedő) folyamat, steril körülmények közt vett vízminták alkalmas táptalajon történő (többszöri) tenyésztésével végzik. Mivel a meghatározás időben hosszú folyamat, helyette a vizek széklettel; fekáliával való fertőzöttségének kimutatására; indikálására az emberi bélbaktériumok egyik általánosan megjelenő fajtát; az *Escherichia colit* (*E. coli*) választották ki, mely laboratóriumi körülmények közt viszonylag gyorsan, könnyen tenyészik.

Ha a vizek fekáliás eredetű szennyezettségére gyanakodnak, akkor meghatározott mennyiségű vízmintát megszűrve, a szűrletet táptalajon tenyésztve meghatározzák az *E. coli*-telepek számát. A vízmintát ezután kóliszámra vagy kólititerre minősítik.

Kóliszám: 100 ml vízből kitenyészthető baktériumtelepek száma.

Kólititer: az a legkisebb vízmennyiség (cm³), melyből a kólibaktérium kitenyészthető.

Előfordul még, hogy 1 ml vízmintából meghatározzák a 20 °C-on és 37 °C-on kitenyészthető **összes baktériumszámot**, az **összcsíraszámot** is. A vizek vírusszennyezettségének kimutatása és a vírusok azonosítása bonyolult, hosszadalmas, több hónapot igénybe vevő folyamat, így csak ritkán alkalmazzák.

Irodalmi hivatkozások:

Anda, A., Nagy, K., Soós, G., & Kucserka, T. (2015) *Analyzing long-term evapotranspiration of Lake Fenéki wetland (Kis-Balaton, Hungary) between 1970 and 2012*. Quarterly Journal of the Hungarian Meteorological Service, 119(1), 91-109.

Budyko, M. I. (1961) *The heat balance of the earth's surface*. Soviet Geography, 2 (4), 3-13..

EU Víz Keretirányelv – Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy – EU Water Framework Directive. (Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK Irányelve 2000. október 23-i a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról). EUR-Lex 32000L0060

<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/HU/TXT/PDF/?uri=CELEX:32000L0060&from=EN>
(letöltés ideje: 2017. 10. 06.)

Felföldy L. (1981) *A vizek környezettana - Általános hidrobiológia*. Mezőgazdasági kiadó, Bp. pp. 96-117.

- Juhász, J. (2002) *Hidrogeológia*. Akadémiai Kiadó, Budapest.
- Mollerup, M. (2007) *Philip's infiltration equation for variable-head ponded infiltration*. Journal of hydrology, 347 (1), 173-176.
- MSZ-04-134-1991. MSZ-04-134:1991 „Épületek csatornázása”, (1991).
- Stelczer, K. (2000) *A vízkészlet-gazdálkodás hidrológiai alapjai*. Egyetemi és főiskolai tankönyv. ELTE Eötvös Kiadó.
- Szász, G. (1988) *Agrometeorológia - általános és speciális*. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Szesztay, K. (1963) *Hidrológia I-II*. Tankönyvkiadó, Budapest.
- Thorntwaite, C. W., - Holzman, B. (1938) *A new interpretation of the hydrologic cycle Eos*, Transactions American Geophysical Union, 19(2), 595-598.
- Thyll, Sz. and Bíró, T. (2001) *Alkalmazott hidrológia, a környezetgazdálkodás hidrológiai és hidraulikai alapjai*. DE ATC, Debrecen.
- Thyll, Sz. (szerk.) (1992) *Talajvédelem és vízrendezés dombvidéken*. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- Valiantzas, J. D. (2006) *Simplified versions for the Penman evaporation equation using routine weather data*. Journal of Hydrology, 331 (3), 690-702.
- Valipour, M. (2015) *Importance of solar radiation, temperature, relative humidity, and wind speed for calculation of reference evapotranspiration*. Archives of Agronomy and Soil Science, 61 (2), 239-255.
- Verma, S. C. (1982) *Modified Horton's infiltration equation*. Journal of Hydrology, 58 (3-4), 383-388.
- Vermes, L. (1997) *Vízgazdálkodás mezőgazdasági, kertész-, tájépítész-, és erdőmérnök hallgatók részére*. Budapest, Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó.

3. HAGYOMÁNYOS ÉS MODERN VÍZKEZELÉSI MEGOLDÁSOK

A megfelelő minőségű víz különböző célokra történő alkalmazásának kulcsa a kellő hatékonyságú és gazdaságos, továbbá lehetőleg környezetbarát vízkezelési megoldások alkalmazása. Ezen beavatkozások elsősorban művelettani alapokon nyugvó komplex megoldások, melyek fokozatai változatos víztechnológiai folyamatokat generálnak. A különböző technológiai megoldások használata során nem csak a főtermék, a kezelt víz, de a melléktermékek elhelyezése és potenciális hasznosítása is elvárt.

A víztisztítási technológiák napjainkban idehaza és nemzetközi szinten is elterjedt megoldásaiba és modern típusaikba igyekszik jelen fejezet a teljesség igénye nélkül bevezetni az olvasót, rávilágítva elsősorban a legnépszerűbb vagy éppen a leghatékonyabb megoldásokra.

A víztisztítás különféle- fizikai, kémiai illetve biológiai jellegű – eljárások és azokon belül igen sok művelet sorozata. A víztisztítás technológiájában a termék a kezelt víz, mely ivóvízként, ipari vízként, a használt vizek kezelése esetében tisztított szennyvízként vagy egyéb célokra (pl. öntözővíz, tűzoltóvíz, stb.) alkalmazható. Az eljárások általánosan kémiai, biokémiai változásokat idéznek elő, a műveletek maguk mindig fizikai jellegű beavatkozást valósítanak meg. A víztisztítási megoldásokat összefoglalóan a 3.1. táblázat szemlélteti (Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

Az ivóvízkezelés során pl. egyes esetekben csak a mechanikai, más esetekben a mechanikai és kémiai műveleteket együttesen alkalmazzuk. A 3.1. táblázat felhívja a figyelmet a természetben jelentkező, a kutakkal, galériákkal, talajvízdúsítással stb. kapcsolatos szűrési folyamatokra is. A mechanikai, kémiai és biológiai tényezők rendszerint ezeknél is jelentkeznek. A biológiai eljárásoknak pl. kiemelten a szennyvizek kezelésében van meghatározó szerepe.

A víztisztítás alapelve mindig az, hogy az alkalmazott technológiákban, kezdetben a durvább, majd a finomabb szennyezőanyagok eltávolítását valósítjuk meg, illetve először a nem oldott, majd az oldott szennyezőket távolítjuk el az elvárt vízminőségi igényeknek megfelelő mértékig. Az alkalmazott technológiák elsősorban művi megoldások, de napjainkban a szennyvizek kezelésében újra elterjedőben vannak a kis beruházási és üzemeltetési költségű ún. természetközeli megoldások is (tavas, gyökerteres, stb.) (Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

3.1. táblázat Vízisztítási eljárások (Öllős and Borsos, 1994 nyomán)

Vízisztítási eljárások	Szennyeződés típusa		Ivóvíz és ipari víz kezelés	Használt vizek, szennyvizek kezelése
Mechanikai	nem oldott	durva szemcsék $d > 0,1$ mm	gereb, dob- és szalagszűrés, homokfogás	zsírfogás (olajfogók, benzinfogók) durva szűrés rácson, finom szűrés rácson, apritószűrés, homokfogás
		finom szemcsék $0,1 > d > 0,02$ mm	ülepítés, szűrés	ülepítés
		igen finom szemcsék $d < 0,02$ mm	derítés + szűrés	szitaszűrés
Biológiai	nem oldott, oldott			csepegtetőtestes, eleveniszapos biológiai tisztítás, oxidációs árkok alkalmazása
Kémiai	nem oldott, oldott		savtalanítás, vas- és mangán eltávolítás, lágylítás fertőtlenítés: klórozás, ózonozás, stb.	kicsapatás (foszfortalanítás), folyadék-folyadék extrakció (fenoltalanítás), semlegesítés, fertőtlenítés
Mechanikai Kémiai Biológiai	lebegő anyag oldott bakteriális		kutak, galériák, talajvízdúsítás	természetközeli megoldások: tavas, gyökérteres tisztítás, stb.

3.1. MECHANIKAI ELJÁRÁSOK

Ezen eljárások alkalmazása során a fizikából ismert törvényszerűségeket hasznosítjuk, vagyis a vízből pl. kiszűrjük vagy ülepítéssel visszatartjuk azon anyagokat, amelyek ezzel a megoldással eltávolíthatóak a kezelésre kerülő vízből.

A mechanikai eljárások közé számos műveleti megoldás tartozik: a szűrés (gerebekkel, rácson, szitán, homokszűrők, kőfogók), az ülepítés és a sűrítés, a centrifugálás, a flotálás (zsír- és olajfogás), az adszorpció és egyéb ún. speciális módszerek. A sűrítés, centrifugálás, (flotálás) a szennyvíztisztításkor a keletkező nagymennyiségű melléktermék, a szennyvíziszap kezelésében használatos.

Szűrés

A szűrés célja a vízben lévő kolloidális méretű lebegőanyagok, pelyhek, mikroorganizmusok, kémiai szennyezőanyagok eltávolítása. A szűrés a víztisztítás egyik meghatározó művelete. Ismertek természetes és mesterséges szűrési folyamatok. A mesterséges szűrési eljárásokkal rendkívül hatékonyak, melyekben gyakran nem csak a fizika törvényszerűségei érvényesülnek. Ezen megoldások a 3.2. táblázat szerint csoportosíthatók (Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

3.2. táblázat Mesterséges szűrési eljárások (Öllős and Borsos, 1994 nyomán)

(ahol: ¹részben kémiai és biológiai, ²részben mechanikai és biológiai, ³részben mechanikai és kémiai folyamatok játszódnak le)

Mesterséges szűrés		
Mechanikai ¹	Kémiai ²	Biológiai ³
Lebegő szennyeződések eltávolítása	Mangántalanítás (szűréssel)	Lassú szűrés
Vastalanítás	Savtalanítás	
Meszes lágyítás	Aktív szénszűrés (íz- és szaganyagok eltávolítása, deklórozás)	
	Ioncserés vízkezelés	

Minden fenti esetben összetett folyamat alakul ki, azaz nem önállóan mechanikai, kémiai, illetve biológiai mesterséges szűrésről van szó. A mesterséges szűrési eljárások zöme gyorsszűrés, melynek célja a rendszerint szükséges előtisztítás (pl. ülepités, derítés) után még a vízben maradó finomabb szemcsés vagy pelyhes lebegőanyagok, valamint mikroorganizmusok egy részének eltávolítása.

Az ivóvíz vagy ipari víz ellátásra kerülő felszíni vízből a durvább, szilárd, úszó (vagy lebegő) szennyeződések távolítandók el szűréssel. Ilyen anyagok a fadarabok, ágak, kavicsok, télen a jégdarabok stb. Ezt a feladatot az ún. **gerebek** látják el. A gereb gyakorlatilag egy rács kialakítású eszköz, melynek pálcaközei alapján durva vagy finom típusokat nevesíthetünk. A durva gereb pálcái között résszélesség általában 20-30 mm, a finom gereb esetén pedig általában 1,5-15 mm. Tisztítása forgókefével, nagyobb résszélességnél mechanikus fésűs szerkezettel valósítható meg. A gerebekkel való tisztítás elsősorban a víz szállítására szánt szivattyúk zavartalan működésének biztosítása szempontjából lényeges (Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

A szennyvizek tisztításában elsősorban **rácsokat** alkalmazunk szűrés céljából, melyek az úszó 10 mm vagy annál nagyobb terjedelmű lebegőanyagok visszatartását biztosítják, aszerint, hogy a rácspálcák távolsága mekkora, illetve milyen mértékű előtisztítást kívánunk megvalósítani.

Megkülönböztetünk finom- (ált. 50 mm alatt) és durva (ált. 50 mm felett) rácsokat, az elhelyezés szerint pedig ismert függőleges, sík vagy ferde rács. A durvarácsokat általában a finomrácsok védelmére alkalmazzuk. A rács által visszatartott anyag az ún. *rácsszemét* rendkívül vegyes összetételű, általában gyorsan bomló szerves anyag, így általában gépesített megoldású eltávolítása kívánatos (Öllös and Borsos, 1994).

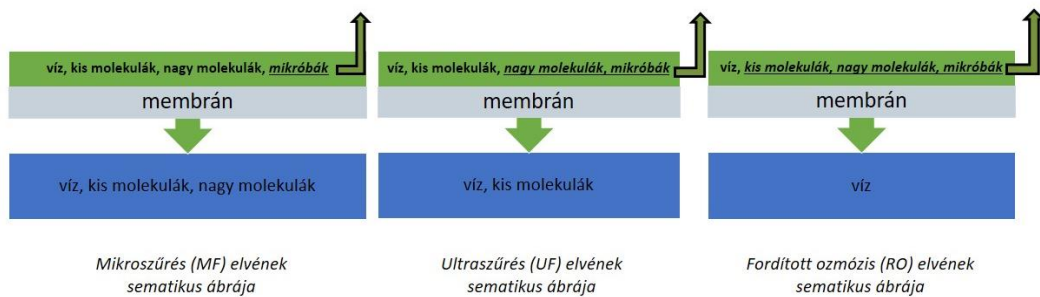
Az ún. *szitaszűrők* esetében lyuggatott lemezen, fém vagy műanyag huzalú szöveten, fonaton vagy hálón való vízátvezetéssel végzik a tisztítást. Ide tartoznak a *dobszűrők*, *szalagszűrők*. A szűrőelem lyukmérete szerint általában az alábbi csoportokra oszthatók: 0,1 mm-nél nagyobb lyukméret (közönséges szitaszűrők) vagy ennél kisebb lyukméretű (mikroszűrők). A dobszűrők megoldásuk szerint pl. lehetnek gravitációs, nyitott vagy nyomás alatti, zárt berendezések. Pl. a gyakran alkalmazott gravitációs, nyitott dobszűrő a vízben levő kisebb, úszó anyagok (pl. falevelek), szesztonszervezetek eltávolítására alkalmas, s így a későbbi tisztító berendezések működése jóval kedvezőbbé válhat. A szűrőfelület vízszintes tengelyre szerelt és a tengelyen forgatható hengeres dob, palástja rendszerint erős háló, amire szitaszövetet feszítenek, ez végzi a tisztítást. A dob nyersvíz felőli vége nyitott, másik vége - a vízátneresztő kúpos felület közbeiktatásával - zárt. A víz a hengeres paláston belülről kifelé szűrődik, miközben a szennyeződés a szitaszűrő belső felületén rakódik le. A dobnak rendszerint csak a tengely alatti fele merül a vízbe. A forgás közben a lerakódott szennyeződés a szita belső oldalán a vízfelszín fölé kerül, ahonnan egy öblítő vízszugár az ún. elvezető vályúba mossa. A dobszűrő általában a víztisztítótelep első műtárgya, ipari víz előállításakor azonban önálló műtárgyként is szerepelhet. A szennyvíztisztítási technológiákban a szitaszűrőt általában a biológiai tisztítás után harmadlagos tisztítási eljárásaként (mikroszűrők), továbbá az iszap víztelenítésére (vibrációs szűrők) kondicionálás után, vagy kivételes esetekben szennyvízátemelő szivattyúk védelmére (szűrőtartályok) használják. A szitaszűrők tisztítási módja kézi, mechanikai vagy hidraulikus lehet, de ismereteseek kombinált mechanikai és hidraulikai tisztítással működő berendezések is (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994).

Az ivóvízkezelés során gyakran alkalmazott szűrési megoldás a *homokszűrés* mely során az ún. gyorszűrőre érkező, előtisztított víz a szemcsés közegen szivárog keresztül, majd az ez alatti támrétegen keresztül a szűrőfenékbe épített szűrőgyertyák nyílásain keresztül távozik. Ennek megfelelően először a szemcsés közeg szűrési folyamata, majd a szűrőgyertyán keresztüli vízmozgás jellemzése szükséges. A lebegőanyagok kiszűrődése a szűrőrétegben elsősorban az alábbi alapfolyamatokkal hozható kapcsolatba: A szűrőréteg felszínére a lebegőanyagok egy része leülepszik, tehát az ülepítő-hatás jelentkezik. A homokréteg feletti vízrétegben és bizonyos mértékig valószínűleg a homokrétegben is az átszivárgó szennyezőanyagok koagulációja folytatódik. Ez a folyamat a lebegőanyagok kiszűrődését fokozottabban elősegíti.

A lebegőanyagok felülete és a homokréteg szemcséinek felülete között megnyilvánuló elektrokinetikai hatások is meghatározóak. A szűrő eltömődésének kiküszöbölésére időként öblítővíz segítségével alulról felfelé irányuló öblítést végeznek. Ilyen célra alkalmazhatnak öblítő levegőt is, amelyet külön csővezetéken át vezetnek a szűrőfenék alatti térbe. A gyorszűrőket - a tisztítandó víz mennyiségétől függően - készíthetik nyitott vagy zárt változatban. A kisebb vízmennyiséget célszerű zárt változatban tisztítani, így a zárt gyorszűrőket vas- és mangántalanításhoz, illetve ioncserés vízkezeléshez alkalmazzák. A kialakítást befolyásolja továbbá az egyszeri vagy többszöri vízemelés és a hálózati nyomás ésszerű összehangolása. Ha előkezelés (pl. derítés) nem szükséges akkor is a zárt rendszer létesítése az előnyös (Öllős and Borsos, 1994).

A szennyvíztisztításban a szennyvíz és a benne levő lebegő anyag szétválasztására a gravitációs ülepítés után szintén a homokszűrés a leggyakrabban alkalmazott eljárás. Ún. csepegtetőtestes vagy eleveniszapos biológiai tisztítás után az ülepítőből elfolyó tisztított szennyvízben visszamaradó biológiai pelyhek eltávolítására, továbbá a foszfát alumíniummal, vassal vagy mésszel való kicsapása után az elfolyó vízben maradó kémiai-biológiai pelyhek eltávolítására, illetve önállóan fizikai-kémiai kezelésből vagy harmadlagos tisztítás után visszamaradó lebegő anyag eltávolítására használják leggyakrabban a homokszűrőt (Öllős and Borsos, 1994).

A speciális ipari célra szánt vizek tisztításában és a szennyvíztisztításban (ipari és kommunális) is egyre jobban terjednek a bár költséges (valamint eltömődésre hajlamos), de rendkívül hatékony (kíméletesek, nem képződnek veszélyes hulladékok, energiaigényük kicsi, jellemzően alacsony hőmérsékleten működnek) ún. **membránszeparációs** megoldások. A membránszeparációs műveletek során a hagyományos szűrési eljárással ellentétben a kezelendő vizet általánosan a membránfelülettel párhuzamosan áramoltatják, miközben a vízben lévő komponenseinek egy része a hajtóerő hatására keresztülhalad a membránon és az ún. permeátumoldalon távozik. A membrán által visszatartott anyagok a betáplálási oldalt elhagyó anyagáramban feldúsulnak. Az egyes membrános módszereket a membránok permeabilitása, azaz az átteresztő képessége és bizonyos molekulákkal szembeni szelektivitása, továbbá a membránon az áthatoláskor működő hajtóerők (nyomás-, aktivitás-, elektromos potenciál különbség) alapján különböztethetik meg egymástól. Az 1970-es évek elején kezdték el a gyakorlatban is alkalmazni a membrános eljárásokat, s azok közül is leginkább a mikroszűrést (MF), ultraszűrést (UF), nanoszűrést (NF) és a fordított ozmózist (RO) (3.1. ábra). A **mikroszűrés**, nagyon hasonlít a hagyományos szűréshez, mely emulziók, szuszpenziók szétválasztására alkalmazott kezelési megoldás. Ebben az esetben a membrán két oldalán kb. 1-3 bar nyomáskülönbséget hoznak létre, melynek hatására – a mikrobákat kivéve – minden oldott és lebegő anyag áthatol a membránon. Mikroszűréssel eltávolítható a vizekből a baktériumok és egyéb mikroorganizmusok többsége.



3.1. ábra: Mikroszűrés (MF), ultraszűrés (UF), fordított ozmózis (RO) elvének sematikus ábrája

Az **ultraszűrés** a mikroszűrés és a nanoszűrés közötti mérettartományban használható membrános eljárás. Az ultraszűrő membránok pórusmérete 500 nm és 1 nm közötti lehet. Az ultraszűrést általában makromolekulák és kolloidok leválasztására alkalmazzák, mely esetében a membránok is pórusosak, amelyeknél a visszatartást elsősorban az oldott részecskék, anyagok mérete és az alakja határozza meg. A nanoszűrést kis nyomású reverz ozmózisnak is nevezik, az alkalmazott kis nyomás miatt. Az ebben az esetben alkalmazott membrán pórusmérete: 1-10 nm (Molina, 2003). A **fordított ozmózis** esetében a membrán két oldalán akkora nyomáskülönbséget hoznak létre, amely nagyobb, mint az elválasztandó oldat ún. ozmózisnyomása. Pl. az emberiség számára ez a technológia létfontosságú, ugyanis a tengervíz gazdaságos sótalánítása is a fordított ozmózis jelenségen alapul (Bélafi-Bakó, 2002; Fonyó and Fábry, 2004; Kárpáti and Vermes, 2008; Szentgyörgyi, 2010; Mackenzie, 2010).

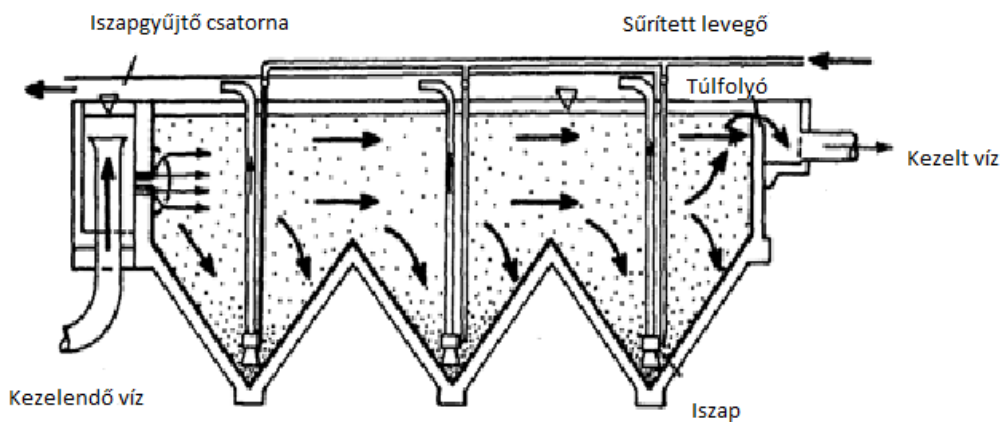
A szennyvizek kezelésben több gyártó ajánl komplex megoldást az eleveniszapos biológiai tisztítást követő fázisszeparációra membrános megoldásokkal. Ezen technológiai megoldások egyszerre képesek biztosítani pl. egy túlterhelt telep kapacitásbővítését és a legszigorúbb vízminőségi előírásokat is. A membrán ebben az esetben kiváltja az utóülepítőt, ezért pl. az iszap ülepíthetősége már nem üzemeltetési kívánalom. A membrán a pórusméreténél nagyobb részecskéket – lebegőanyagot, baktériumokat, nagyobb molekulájú szerves anyagot stb. – visszatartja, így ennél a továbbfejlesztett eleveniszapos biológiai megoldásnál az eleveniszap nem kerülhet az elfolyó tisztított szennyvízbe és a módszer az esetleges koncentráció-ingadozásokat is rugalmasabban kezeli (Bélafi-Bakó, 2002; Molina, 2003; Szentgyörgyi, 2010).

A membránokat általában hordozóval, csatlakozókkal, burkolattal ellátott formában, ún. membránmodulokban (pl. lapmembránok, spiráltekerccsmodulok, csőmembránok, kapillármodulok) hozzák forgalomba. Ezen megoldások beruházási és üzemeltetési költségei is eléggé magasak, de rendkívül hatékonyak. Mindezek együttesen hozzájárulnak a vonatkozó kibocsátási határértékeket kielégítő minőségű tisztított szennyvíz biztosításához (Fonyó and Fábry, 2004).

Ülepítés

A különböző szűrési megoldásokkal mechanikailag előkezelt víz általában további tisztításra szorul. Az ülepítő berendezések olyan műtárgyak, amelyekben a víz sebessége lényegesen lecsökken (ált. max. 20 cm/s értékre) és ezáltal az adott szemcseátmérőjűnél nagyobb szennyeződések a medence fenekére ülepednek, ahonnan kotró- vagy elszívó berendezéssel ezek eltávolíthatók. Ebben a szemcseméret tartományban az ülepítést elsősorban a gravitációs erő befolyásolja. Az ülepítőekben a szilárd szemcsés anyag mesterséges ülepítése történik gravitáció hatására (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994).

Az ún. **homokfogóban** a durva, ált. 0,1 mm-nél nagyobb átmérőjű nem oldott anyagok ülepíthetők ki a gravitációs erő hatására. A további tisztítóberendezések előtt homokfogót akkor kell alkalmazni, ha a tisztítandó víz lebegőanyag-tartalma a 100 mg/l-t meghaladja. Egyik lehetséges megoldás a hosszanti átfolyású homokfogó gúlafenékkel, mechanikus kotrószerkezet nélkül (3.2. ábra), ahol a medencébe a nyersvíz az egyik végfalon keresztül áramlik. A tisztított víz a szemközti falban elhelyezett bukóvályún át távozik. A leülepedett homok a gúla alakú tölcésrégekben gyűlik össze, s alul távozik. A tölcésrégek oldalfalának hajlásszöge 60°, az átfolyási sebesség ált. 30 cm/s (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994).



3.2. ábra: Hosszanti átfolyású homokfogó gúlafenékkel, mechanikus kotrószerkezet nélkül

(Öllös and Borsos, 1994 nyomán)

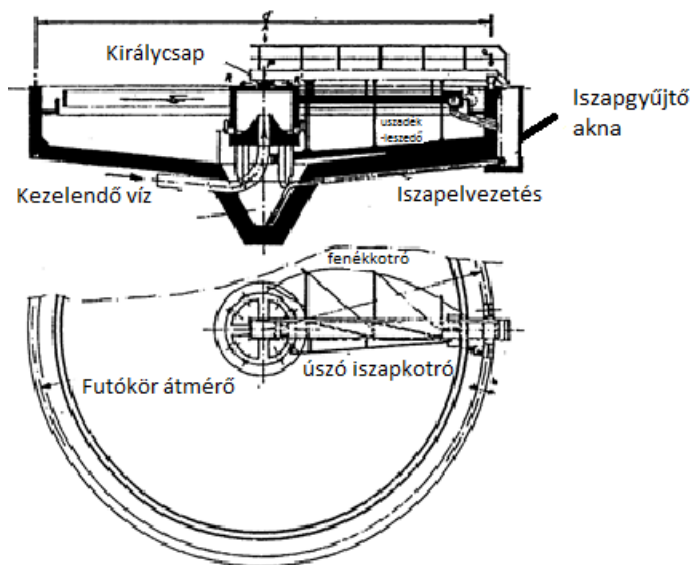
A homokfogó a szennyvíztisztításban a tisztítótelepi rács mögött a következő műtárgy. A szennyvízben lévő ún. ballaszt anyagok (homok, kavics és más ásványi anyagszemcse) visszatartására szolgál, mert a homok nem rothadóképes ásványi anyag, tehát a szennyvíztisztító berendezésben való további kezelése terhes és felesleges. A homok az iszapnál lényegesen nehezebb térfogatsúlyú, ezért a medencék fenekén gyűlik össze és azt feleslegesen elfoglalja. Ezen kívül a gépészeti berendezéseket is károsan koptatja, ülepítő- és rothasztó medencéknél a fenéken való összetömörödés miatt a szennyvíziszap kieresztését megnehezíti, az iszapcső végét eltömítheti. A homok visszatartása gyakorlatilag ülepítéssel történik (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994).

A leülepedett homok eltávolítását, kézi vagy gépi kiemeléssel kell végrehajtani. A homok kézi kiemelésénél megkerülő vezetékről vagy párhuzamosan működő két egységről kell gondoskodni, míg a gépi tisztításánál csak megkerülő vezetékről, az esetleges meghibásodás kijavításának biztosítására. Gépi berendezéssel a homokeltávolítást üzem alatt végezzük, amely egyben a homokkal együtt leülepedett iszap bizonyos mérvű csökkenését, vagyis az iszap kimosását is biztosítja. A gépi eltávolítás történhet végtelen láncra erősített kotró segítségével vagy a medence hosszirányában mozgó zagyszivattyú segítségével (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

A 0,1-0,02 mm között szemcseméretű szennyeződések kiválasztása valósul meg az **ülepítő berendezésekben**, vegyszeres kezelés nélkül. A teljes ülepítéshez 10-20 órás ülepítési időre van szükség, ezért vezették be az ülepíthető anyagok fogalmát, amellyel azon anyagok visszatartását biztosíthatjuk, amelyek 2 óra alatt kiülepíthetők. Gyakorlatilag 2 óra alatt a kezelendő vízben lévő lebegőanyagok 80 %-a leülepszik, de további mennyiség már igen lassan válik ki. Az alkalmazott ülepítők technológiai szempontból a használt vizek kezelésében a biológiai tisztítás előtt és után alkalmazhatóak ún. elő- vagy utóülepítőként. Az elő és utóülepítő berendezések megoldásában nincs különbség, csupán a tartózkodási idő, vagyis a hasznos térfogat eltérő. Igen sokféle ülepítő berendezés ismert, melyek közül a különböző vízkezelési megoldásokban számos típus alkalmazható.

Szintén a szennyvíztisztításban alkalmazott ún. egyszintes ülepítők csak a leülepedő anyagok felfogására használhatók, ahonnan az iszapot még rothadás előtt el kell távolítani. A kétszintes ülepítők az ülepítésen kívül a leülepedett iszap rothasztását is biztosítják, de a rothasztásnál keletkező gáz elvezetéséről gondoskodni kell. Ebben az esetben az iszaprothasztó tér hasznos térfogata legalább 90 napos tartózkodási időt kell, hogy biztosítson. Kisebb berendezéseknél akár 180 napos tározást is alkalmazhatunk, hogy az iszap elszállítására csak félévenként legyen szükség. Az egyszintes ülepítők elő- és utóülepítőként is alkalmazhatók, a kétszintesek csak előülepítőnek.

Átfolyási irányuk szerint vízszintes (hosszanti, sugárirányú) vagy függőleges (Dortmundi-típus) átfolyási irányú ülepítőket különböztetünk meg. Alakjuk szerint az ülepítők téglalap vagy kör alakú medencék lehetnek. A kétszintes ülepítők általában téglalap alaprajzúak, átfolyási irányuk hosszanti. Magyarországon ún. tipizált műtárgy a vízkezelésben a **Dorr-típusú medence**, mely sugárirányú átfolyású ülepítő (3.3. ábra), körbeforgó kotrószerkezettel. A használatkor a nyersvizet a Dorr-medence közepén vezetik be. Ebből a térből sugárirányú, kis sebességű áramlás alakul ki. A tisztított víz az oldalsó gyűjtővályúval vezethető el. A leülepedett iszapot kotrószerkezet kaparja a közepén elhelyezett ún. iszapzsompba. Előülepítőkénti alkalmazás esetén egy kotrószerkezet a medence vízfelületén kiváló úszóanyag letolására is alkalmas. A leföldrögzött uszadékot az e célra kialakított ún. uszadék elvezető vályú vagy akna segítségével juttatjuk az iszapkezelőbe (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).



3.3. ábra: Dorr-rendszerű ülepítő műtárgy forgókotróval (Barótfi, 2000 nyomán)

A különböző rendszerű szennyvízkezelésben alkalmazott ülepítő berendezések esetén az ülepítő térben az átfolyó szennyvíz tartózkodási ideje ún. csepegtetőtestes biológiai tisztítás (lásd következő alfejezet) előtt átlagosan 2 óra (minimum 1,5 óra), az ún. eleveniszapos tisztítóberendezések előtt 15-30 perc.

A víztisztító telepeken rendszerint több, de legalább két párhuzamosan működő ülepítőt kell alkalmazni, hogy meghibásodás esetén a kieső berendezés terhelését a párhuzamosan működő egység vagy egységek átvehessék. Igen nagy gondot kell fordítani a párhuzamosan működő egységek egyenletes víz-terhelésére, amelyet csak ún. vízelosztó aknák beépítésével lehet kielégítően elérni. Ezekben a szétosztandó víz alulról felfelé áramlik és a párhuzamosan működő egységek számától függően azonos hosszúságú bukóélen átbukva jut – azonos mennyiségben – az egyes egységekhez (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010).

Sűrítés

Az ülepítő medencék a vizek tisztításából származó iszapok kezelésében is nagy szerepet kapnak. Míg az ülepítés feladata a lebegő-anyagmentes elfolyó víz nyérése volt, a sűrítéssel minél töményebb iszap elérésére törekszünk. Adott ülepítő medencében az ülepítés és a sűrítés térben és időben egymás mellett végbemenő folyamatok, közöttük határozott válaszvonal nem húzható.

Az **iszapsűrítők** alkalmazásának célja, hogy a későbbi iszapkezelés során a kezelési költségeket nagymértékben növelő fölös iszapvíztől megszabaduljunk. Az iszapkezelési technológiákban alkalmazott sűrítési eljárások leggyakrabban gravitációs, flotációs (lásd lentebb) megoldásokat jelentenek. Itt is népszerű a sugárirányú áramlású (Dorr-típusú)

ülepítők kisebb méretben történő alkalmazása sűrítőként (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010).

Centrifugálás

Ha az ülepítés nem gravitációs, hanem centrifugális erőterben megy végbe, akkor azt centrifugálásnak nevezzük. Erre a célra pl. **hidrociklonokat** alkalmazhatunk, melyek sűrűségkülönbség alapján választják el a folyadékot a szilárd anyagtól. Működésük során az álló dobba nagy sebességgel beszivattyúzzuk a szilárd-folyadék szuszpenziót, ahol az körpályára kényszerül és viszkozitásával arányosan fékeződik. Elválasztási élességük kisebb, mint az ún. **centrifugáké**, ezért csak nagy sűrűségkülönbség esetén használhatók eredményesen. Anyaguk lehet alumínium, acél, porcelán, műanyag. Nagy mennyiségű szennyeződést tartalmazó vizek tisztítása esetén a hidrociklonok belsejét gumival vonják be a koptató hatás ellensúlyozására. Használhatunk továbbá centrifugákat (tányéros centrifuga, csigás ürítésű ülepítő-centrifuga), melyek az utóbbi időben egyre jelentősebb szerephez jutnak pl. a szennyvíztisztításban. Az ülepítők helyettesítésére is használják, az iszapkezelésben pedig a szennyvíziszap víztelenítésében van jelentős szerepük (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

Flotálás

A flotálás célja a vízben lévő, víznél kisebb sűrűségű olaj, zsír és benzincseppek, valamint kolloid jellegű, illetve a kolloid tartományhoz közelálló részecskék felúsztatása a víz felszínére. A flotálásra alkalmas berendezéseket **zsír- és olajfogóknak** is nevezzük. A tisztítás elve itt is a szennyvíz áramlási sebességének csökkentésén alapszik. Jó hatásfokkal működő zsír- vagy olajfogóknál legfeljebb 10 mm-es másodpercenkénti átfolyó sebességet engedhetünk meg.

A zsír-, illetve az olaj kiválását a medence fenekén alkalmazott befúvással lehet segíteni. A felúszást elősegítő légbuborékok létrehozására elterjedt megoldás a levegőbefúvás, amikor a levegőztető medence fenekén lévő fúvókákon, nyomás alatt levegőt vezetünk a szennyvízbe. A felszálló buborékok elsősorban a zsír- és olajcseppek felúsztatására alkalmasak, az eljárás szilárd anyagok eltávolítására kevésbé vált be. A motorizáció fejlődésével alkalmazásukra nagy szükség van, ugyanis az ásványi eredetű zsírok és olajok az élővizek és az azt használó szervezetek, így az ember szempontjából is a legkellemetlenebb szennyezést okozzák. Az élő szervezetben akkumulálódnak és így rákkeltő hatásúak.

A városi szennyvíztisztító berendezéseknél a zsír- és olajfogókból kikerült anyag általában olyan szennyezett, hogy azt hasznosítani nem lehet, sőt megsemmisítése is csak elégetéssel lehetséges. Az ásványi olajszármazékokat a talajba juttatni tilos, mert a talajvizet javíthatatlan módon szennyezhetik. Az állati- és növényi zsírok és olajok iszaprothasztóban elásványosíthatók (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

Adszorpció

Az adszorpció az a folyamat, melynek során bizonyos molekulákat egy alkalmas határfelületen (adszorbens) megkötünk. Így ha a kezelendő víz érintkezik a szilárd adszorbens anyaggal, akkor a szilárd anyag felületével közvetlenül érintkező, vízben oldott molekulák nagyobb koncentrációban találhatók itt, mint az oldat egyéb részében. Az adszorpció lényegében fizikai folyamat, de a folyamatban kémiai erők is közreműködhetnek. A víztisztításban a leggyakrabban alkalmazott adszorbens az aktív szén, amelyet különféle szerves anyagokból állítanak elő. 1000 °C körüli hőmérsékleten levegő kizárásával, izzítással vagy kémiai kezeléssel aktiválják. Jellemzője a nagy repedezettség és porozitás, amely miatt fajlagos felülete 600-1500 m²-t is elérheti grammonként. Alkalmazzák mind por, mind szemcsés formában. Az aktív szén port ((PAC = powdered activated carbon = aktív szén por) vagy a szemcsét (GAC = granulated activated carbon = aktív szén granulátum) először megnedvesítik, majd azután a kezelendő vízhez adják, majd a kezelt vizet szűréssel tisztítják. Mind jobban terjed az ún. biológiai aktív-szén-szűrés (BAC = Biological Activated Carbon). Lényege, hogy a derített, szűrt és ózonozott vizet (lásd kémiai eljárások) olyan aktív-szén-szűrőre vezetik, amelyben a legalább 4 g O₂/m³ tartalmú, valamint szerves tápanyagot illetve ammóniát tartalmazó vízből a szénszemcséken megtelepedő aerob baktériumok asszimilálják a szénfelületen adszorbeált szerves szennyezőket, valamint kivonják a vízből az ammóniát. Az ózonozás nemcsak az oxigéntartalmat növeli, hanem szétdarabolja, s ezáltal a mikroorganizmusok számára könnyebben fogyaszthatóvá teszi a biológiailag nehezen bontható nagy szerves molekulákat. Az aktív szén a víztisztításban a napjainkban egyre fokozódó jelentőségű szerves mikroszennyezők (szénhidrogének, mosószerek, növényvédőszerke), az olajszármazékok és egyéb szerves vegyületek eltávolítására alkalmazzák, de egyes esetekben a szabadklór-tartalom megkötésére is (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010).

Speciális módszerek

A speciális mechanikai szennyvíztisztítási módszerek közé tartozik pl. a **stripping-gázeltávolítás**, melynek során a vízben oldott állapotban lévő káros gázok (szén-dioxid, hidrogén-szulfid, metán, ammónia) eltávolítása mechanikai eljárással (gázkiűzés, gázkihajtás) valósul meg. A vizet különféle módszerekkel finom cseppekre bontva gondoskodnak a megújuló nagy vízfelület és a levegő közötti állandó érintkezésről. Így a víz és levegő közötti gázátadás állandóvá válik.

Alkalmazható még a **besugárzás és rövidhullámú kezelés**, pl. ibolyán túli sugarakkal, ugyanis a napfény természetes csíraölő hatása közismert, így pl. a higanygőzlámpákkal előállított ibolyántúli sugarak közül a 220-300 nm közöttiek tudják teljesíteni az esetleges fertőtlenítési feladatot. A vizet olyan csöveken nyomják keresztül, amelyeknek közepén, a cső hosszában helyezkedik el a higanygőzlámpa. Ez a típusú fertőtlenítés nem kémiai, hanem fizikai úton hatástalanítja a mikroorganizmusokat. Az UV fényt a sejtek DNS-e

nyeli el, mialatt a DNS-ben egyes bázispárok közötti kötések módosulnak. Az átsugárzott vízréteg vastagsága ebben az esetben nem lehet több 15-20 cm-nél.

Az ún. **mágneses vízkezeléskor** a vizet erős mágneses mezőn illetve résen bocsátják keresztül. Eközben veszi fel azt a tulajdonságát, hogy utána felforralva a kiváló karbonát-kristályok nem állnak össze és nem vonják be a kazán vagy cső felületét, hanem iszap formájában a kazán alsó részén gyűlnek össze (Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010; Kovács and Kárpáti, 2013).

3.2. BIOLÓGIAI ELJÁRÁSOK

A biológiai víztisztítás feladata az oldott és kolloidális szerves szennyeződéseknek, valamint a mechanikai tisztítás után még esetlegesen maradó lebegő szerves részecskéknek biokémiai folyamatok segítségével történő lebontása.

A biológiai víztisztítási eljárások elsősorban a használt vizek, szennyvizek kezelésében nyernek teret, melyek élő szervezetek működésén alapszanak. Ezen folyamatok a természetből ismert és a folyók, tavak természetes tisztuló képességénél is meghatározó szerepet játszó mikroszervezetek (ezek számára a víz szerves anyagai szén- és energiaforrást jelentenek) mesterséges úton való elszaporítását jelentik. A tisztítás során az alkalmazott berendezésekben a mikroszervezetek számára lényegesen kedvezőbb életlehetőségeket biztosítunk, mint pl. az élővizekben, éppen ezért ezek rendkívüli mennyiségben felszaporodnak, s így a szerves anyagok lebontását, tápanyagok átalakítását a természetes körülményekre jellemző kb. 21 nap helyett pár óra alatt elvégzik. A tisztítási folyamat hatékonyságát legtöbbször az ún. biológiai oxigénigényt (BOI_5) mérésével követjük nyomon, mely az az oldott oxigénmennyiség, amely a vízben levő szerves anyagok aerob baktériumok általi lebontásához bizonyos időtartam (5 nap) és hőmérséklet ($20 \pm 1^\circ C$) mellett szükséges. A szennyvíztisztításban a terheltség mértékére használjuk továbbá az ún. lakosegyenérték (LE) adatokat, mely szerint az egy lakos szennyezőanyag terhelése $60 \text{ g } BOI_5/\text{fő} \times \text{nap}$.

Az ivóvízkezelésben a biológiai eljárásoknak a 3.1. fejezetben említett ún. BAC technológia alkalmazásán túl az ún. biológiai ammóniumeltávolítás esetén van jelentősege. Ha a víz ugyanis jelentős ammóniumtartalommal rendelkezik, akkor a telepen nitrifikációs folyamatok játszódhatnak le (az ammónium-ion oxidálása nitritté a *Nitrosomonas* baktériumok által, majd a keletkező nitrit-ion oxidálása nitráttá a *Nitrobacter* baktériumok által), amelyek az ivóvíz ammóniumtartalmát csökkentik. A nitrifikáció végbemeneteléhez szükség van elegendő mennyiségű oxigénre, azonban egyéb tényezők jelenléte vagy hiánya is gátolhatja, illetve elősegítheti a nitrifikáció végbemenetelét (pH, megfelelő hőmérséklet, a biológiai folyamatokat gátló anyagok, bizonyos tápanyagok jelenléte, stb.). A nitrifikáció lejátszódásához enyhén lúgos közeg szükséges, az optimális pH= 7-8,5 tartomány. A hideg évszakokban a nitrifikáció hatásfoka romlik, ugyanis a lejátszódásához megfelelő hőmérséklet szükséges.

A biológiai ammóniumeltávolítás hatékonysága változó, ugyanis a fenti folyamatokat tekintve a nitrifikáció szabályozására egyelőre még nem megoldott, általában spontán módon következik be az ivóvíztisztító telep szűrőin. (Kovács and Kárpáti, 2013).

A szennyvizek kezelésében használt biológiai tisztítási folyamat történhet természetes és mesterséges körülmények között is (Öllös and Borsos, 1994; Kárpáti and Vermes, 2008).

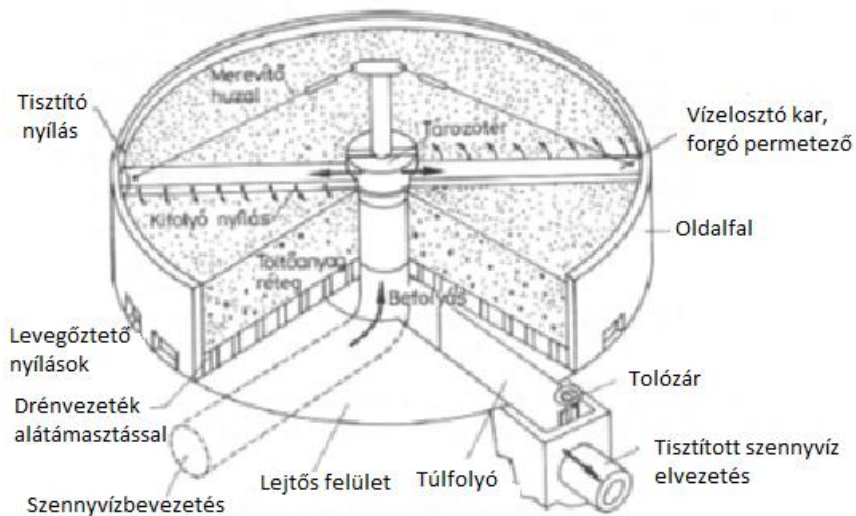
Mesterséges biológiai tisztítási megoldások

Ennél a megoldásnál a technológiai elemek és berendezések feladata, hogy optimális körülményeket teremtsenek a fenti részben bemutatott lebontást végző mikroorganizmusok számára.

A biológiai tisztítás aerob és anaerob körülmények között valósulhat meg. Az aerob biológiai tisztításnál alkalmazott berendezéseket az oxigén, illetve a levegő biztosításának módjától függően osztályozhatók. Ebben az esetben a tisztítás során tehát állandóan oxigéndús vizet kell biztosítanunk a folyamat kedvező végrehajtásához. Anaerob eljárásnál levegőtől elzártan végzik az élő szervezetek tevékenységüket, de ekkor sem oxigén nélkül, ugyanis az életfunkciójukhoz szükséges oxigént a szerves anyagok lebontásával felszabadított oxigénből nyerik. Aszerint, hogy az anaerob folyamat savas (pH=7 alatt), vagy lúgos (pH=7 felett) közegben zajlik le, megkülönböztetünk ún. kénhidrogénes (savas) és ún. metános eljárást (lúgos). Az elnevezés, mint látjuk, azt jelzi, hogy a lebontás során szén-dioxid mellett kénhidrogén vagy metán fejlődik. A módszerek közül a metános eljárás a kívánatos, mert az gyakorlatilag bűzmentes, és a keletkezett gáz értékes tüzelőanyag. Ezzel szemben a kénhidrogénes hasznosíthatatlan, ill. erősen korrozív és kibírhatatlanul bűzös. Ezek alapján a modern tisztító berendezéseknél vagy aerob, vagy pedig lúgos közegű anaerob biológiai tisztítást alkalmazunk. Savas közegű, tehát kénhidrogénes lebontás az ún. szennyvízkezelő oldómedencéknél van, melyeket közismerten csak ideiglenes, vagy pedig kis tisztítótelepeken alkalmazunk. Előnyük, hogy ezek évekig különleges kezelés nélkül üzemeltethetők. A kellemetlen szagterjedés miatt viszont mindinkább kiszorulnak a kis berendezések közül is (Öllös and Borsos, 1994; Kárpáti and Vermes, 2008; Mackenzie, 2010).

Műszaki megoldás szerint ismert ún. **fixfilmes** (aerob és anaerob), természetes és mesterséges diszperz rendszerek és vegyszerrel kombinált rendszerek is. A fixfilmes aerob rendszerek közül hazánkban az ún. **csepegtetőtestes rendszerek** (3.4. ábra) a legismertebbek. A biológiai csepegtetőtesteknél a lebontást ún. biológiai hártya (biofilm) végzi. Lebontás során anyagtranszport folyamatok juttatják el a tápanyagot és az oxigént a helyhez kötött mikroorganizmusokhoz, valamint eltávolítják a biofilmből a lebontás termékeit. A film aerob és kis részben anaerob mikroorganizmusokat tartalmaz, az életközösségek típusai a csepegtető test és a tápanyag függvényében változhat. A folyamatosan vastagodó sejtréteg egy idő után leválik, s mint humusziszap a töltetből eltávozik. A leváló iszapot mennyiségétől függően (nagyterhelésű rendszer) ülepítőtkben visszatartják, de egy részét visszavezetik, hogy a baktériumok elszaporítását segítsék.

A biokémiai folyamathoz szükséges oxigénmennyiségét (aerob folyamat) a testen átáramló levegő biztosítja (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000, Fazekas, Kovács and Kárpáti, 2014a).



3.4. ábra: Csepegtetőtestes biológiai tisztító műtárgy szerkezete és működési elve

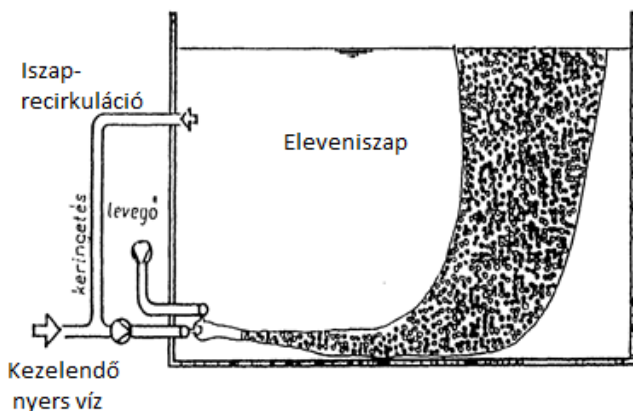
(Öllös, 1994 nyomán)

Megjelenési formáik szerint hagyományos töltőanyagú (bazaltufa, habsalak, érdes felületű szilárd kőzet, stb.), műanyagbetétes és tárcsás (forgóttestes) csepegtető testek ismertek, melyek közül az utóbbi terhelhetősége a legnagyobb. A tárcsás (merülőtestes) rendszereket teljes biológiai tisztítás igényénél átl. $Q < 150 \text{ m}^3/\text{nap}$ szennyvízhozamig alkalmazzák, általában minimum kétlépcsős elrendezéssel, mely esetben a BOI_5 értékben kifejezett lebontás hatásfoka: 85 %. A könnyű, vékony műanyagból kialakított átl. 1,5-3,0 m átmérőjű tárcsákat vízszintes tengelyen egymástól kb. 2,0 cm távolságra helyezik, s azt átl. 16-25 cm/s kerületi sebességgel a szennyvízbe merítik. Az időjárás viszonyosságaitól óvandó berendezést jól szellőztethető fedett helyiségbe kell telepíteni. A tárcsákról levált iszap jól ülepedhető, ennél fogva kb. 1,5 órás tartózkodási idejű és 1,5 m/h felületi hidraulikus terhelésű utóülepítőt igényel. A berendezések kialakításuk miatt hajlamosak az eltömődésre, így csak megfelelően előkezelte víz tisztítására használhatóak. A módszer érzékeny lehet az időjárás változásaira, hidegebb évszakokban a kezelendő víz felső rétege befagyhat, szagproblémák ritkán jelentkeznek (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010; Fazekas, Kovács and Kárpáti, 2014a).

A természetes és mesterséges diszperz rendszerek közül az ún. **eleveniszapos tisztító berendezéseknél** (3.5. ábra) a lebontást végző szervezetek pelyhek formájában a szennyvízben alakulnak ki, vagyis egy-egy iszaphehely több százezer élő szervezetet foglal magába, innen ered az eleveniszapos elnevezés. E rendszernél a levegőt átl. befűjjük,

vagy mechanikus szerkezetekkel bekeverjük a vízbe. A szennyvíztisztítás biológiai megoldásai között jelenleg ez egyik leggyakrabban alkalmazott eljárás.

A technológiai folyamat során a tulajdonképpeni biológiai fokozatot a levegőztetés és a kapcsolódó fázisszétválasztás (ülepítés) alkotja, melynek technológiai szempontból meghatározó része (néhány egyszerűbb megoldás kivételével) az ún. iszaprecirkuláció. Ennek során az iszap egy része a medencébe visszavezetésre kerül (recirkulált iszap), azaz ennek adagolásával a medencében keverék szennyvíz keletkezik. A keverék szennyvíz szuszpendált lebegőanyag (szerves és szervesetlen anyagok) tartalmára a nemzetközi jelölésrendszer alapján az MLSS rövidítést, míg a szerves (illékony) részre az MLVSS rövidítést használják. A szerves hányadot elsősorban a mikroorganizmusok képviselik, melyek képesek a szerves vízszennyező anyagok lebontására.



3.5. ábra: Eleveniszapos tisztító műtárgy (Barótfi, 2000 nyomán)

A levegőztető medencében mennek végbe azok a biokémiai folyamatok, melyek során a mechanikai tisztítás után még megmaradt (alakos, kolloid és oldott szerves) szennyezést a mikroorganizmusok (baktériumok) változó körülmények mellett lebontják.

A szennyező anyagok lebontásához a mikroorganizmusoknak oxigénre van szükségük, melynek a folyadékfázisba történő bejuttatásához ún. levegőztető berendezések szolgálnak. Ezek feladata, hogy a medencében a baktériumok oxigénigényét folyamatosan kielégítse mellett azok lebegésben tartását is biztosítsák, hogy azok a tápanyagokhoz hozzáférhessenek, s a folyamat végtermékei is egyenletesen oszoljanak el. Az oxigénellátás és az iszapelegy lebegésben tartását biztosító keverést általában ugyanazon gépegység látja el, azonban a gazdaságos energiafelhasználása érdekében az utóbbi időben az iszap mozgatásához már külön keverőket építenek be.

Az utóbbi évtizedben az oxigén-beviteli eljárások egyre nagyobb mértékben a mélylevegőztetés irányába tolódtak el. Az ún. lemezes, csöves, dómos alakú levegőztető fejek (melyek műanyagból, kerámiából, szivacsos anyaggal bevont fémcsövekből, stb. készülnek) a medencék fenekén helyezkednek el, s a korszerű műszerezés lehetővé teszi,

hogy a befúvott levegő mennyiségét az érkező, illetve az elfolyó víz minősége függvényében megfelelően szabályozzák.

Az utóbbi időben egyre jobban terjednek a lézerrel perforált gumimembránfejek vagy műanyag lemezek is. Az ún. nagybuborékos rendszernél a buborékok nagytérű nyílásokon jutnak a folyadékfázisba, hatásfoka éppen ezért alacsonyabb, mint ami az ún. finombuborékos módszernél tapasztalható, mert a víz-levegő határréteg és a kontakidő is ebben az esetben kisebb lesz. Előnye ennek a megoldásnak, hogy nincs ún. levegőszűrési igény, egyszerűbb a karbantartás. A levegőztető medencében a szükséges oxigénkoncentráció általában 0,5-1,5 mg/liter, nitrifikáció esetében legalább 2,0 mg/liter, míg speciális esetekben egyedi méretezés alapján kell meghatározni. Az eleveniszapos rendszernél különböző okok miatt gyakran jelentkeznek ún. habproblémák. Ezek elkerülésére és megoldására ma már számos tapasztalat felhasználhat az üzemeltetési adatok alapján. A rendszer működését természetesen az időjárási körülmények és a szennyvíz minőségében és mennyiségében bekövetkező változások is jelentősen befolyásolják (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Kárpáti and Vermes, 2008; Mackenzie, 2010; Fazekas, Kovács and Kárpáti, 2014a; 2014b; Nathanson and Schneider, 2015).

Kis- és közepes szennyvíztisztító telepek igen kedvelt műtárgy típusa az **oxidációs árok**, mely az eleveniszapos eljárás módosított változata. Kialakítása egy „lóversenypályára” emlékeztető két félkörrel lezárt egyenes szakaszokból áll, trapéz keresztmetszettel kialakított árok. A fenékszélessége általában 1,0-2,5 m, az oldalak rézsűszöge 1:1-1:1,5, a vízmélység 0,9-1,25 m, a hasznos keresztmetszet kb. 2,5-5,0 m². Az árok oldalfalai (gázkorona szintje) min. 30 cm-rel emelkedjenek a maximális vízszint fölé. A medencét erózióhatások miatt általában burkolják (műanyagfólia, előregyártott betonelemek, monolit beton, stb.). A műtárgyakon általában a keverés elősegítésére 2 db rotort helyeznek el, melyeket átlósan telepítenek. Az oxidációs árokban a szennyvíz általánosabb hosszabb időt tölt el, így az eleveniszap élő szervezeti megfelelő körülmények között a kezelendő vizet biológiailag tisztítják. Ismert kis és nagyterhelésű oxidációs árkos eleveniszapos rendszer, mely technológiai elemeiben némi eltérést mutat. Az iszap leválasztása a kezelt vízből többféle módon történhet: ülepités az árokban, külön ülepitő medencében, stb. Az iszap egy része itt is visszavezetésre kerül az oxidációs árokba, míg a többlet fölösiszap formájában kerül elvezetésre. A módszer előnye, hogy ebben a megoldásnál ritkábban kell habképződési problémákkal számolni, illetve az időjárás változása is kevésbé hat a rendszer hatásfokára (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994).

Napjainkban gyakran alkalmazott megoldás az eleveniszapos rendszerek esetében az ún. **szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítás** (Sequencing Batch Reactors: SBR), ahol az ülepedési sebesség szabályozásával biztosítható a nem granulálódó iszappelyhek kimosódása, illetőleg jól ülepedő, nagyméretű kompakt iszapszemcsék keletkezése, több egymáshoz kapcsolt tisztító medence összehangolásával (Kárpáti and Vermes, 2008; Mackenzie, 2010; Fazekas, Kovács and Kárpáti, 2014a).

Az eleveniszapos biológiai tisztítást követő fázisszevárációra az ún. membrános megoldások hatékony segítséget biztosítanak (lásd 3.1. fejezet). A membrán ebben az esetben funkciójában kiváltja az utóülepítőt, ezért pl. az iszap ülepíthetősége már nem kell, hogy üzemeltetési feltétel legyen. A membrán a pórusméreténél nagyobb részecskéket (lebegőanyagot, baktériumokat, nagyobb molekulájú szerves anyagot, stb.) visszatartja, így ennél a továbbfejlesztett eleveniszapos biológiai megoldásnál (MBR: Membrane Bioreactor) az eleveniszap nem kerülhet az elfolyó tisztított szennyvízbe. A módszer az esetleges koncentráció-ingadozásokat is rugalmasabban kezeli (Bélafi-Bakó, 2002; Molina, 2003; Fonyó and Fábry, 2004; Kárpáti and Vermes, 2008; Szentgyörgyi, 2010; Mackenzie, 2010; Nathanson and Schneider, 2015).

Természetes biológiai tisztítási megoldások

A természetes szennyvíztisztítás, 5000 lakosság - leginkább: 2000 lakosság - alatti településeknél jöhet általánosan szóba, mely környezetvédelmi (csekély energia- és vegyszerfelhasználás, nem termelődik szennyvíziszap) és gazdaságossági szempontból is rendkívül előnyös megoldás. Általában két csoportot szokás megkülönböztetni: az ún. szilárd hordozó alapú rendszereket, illetve az ún. vízalapú rendszereket. A szilárd hordozójú eljárások közé tartozik a szennyvízszikkasztás, szennyvízöntözés, talajszűrés vagy homokszűrés, gyors beszivárogtatás, valamint a gyökérvénás tisztítás. Ezeknél az eljárásoknál az üzemi vízszint a felszín alatt van, a tisztítást elsősorban a hordozón megtelepedett baktériumok végzik. A különbség az eljárások között abból adódik, hogy a tisztításban makrofitonok részt vesznek-e vagy nem, illetve mekkora a megengedhető ún. fajlagos terhelés. A természetközeli vizes rendszereknél az alábbi típusok elterjedtek: csörgedeztetés rendszer, stabilizációs tó, lagúnás szennyvíztisztítás, úszó vagy lebegő vízinövényes szennyvíztisztítás, nádas. Ezeknél a szennyvíztisztító típusoknál az üzemi vízszint a felszín felett van és a víztisztításban aktívan részt vesznek vízinövények (algák vagy makrofitonok) (Öllös, 1994; Dittrich 2006).

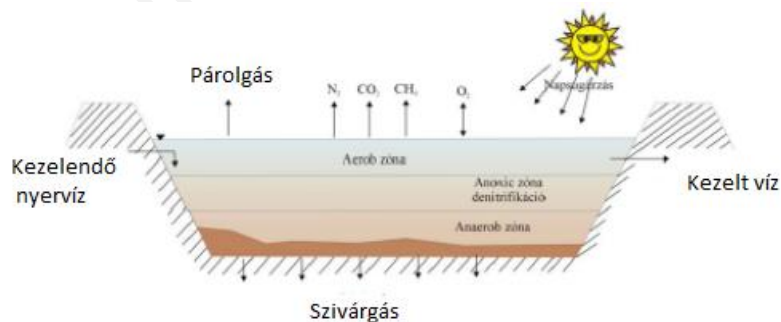
Gyökérvénás tisztítás (gyökérteres, gyökérmezős = wetland)

A módszer lényege az, hogy földmedencében lévő, megfelelő vízvezető-képességű szilárd hordozóra (talajra, homokra, sóderre vagy kőre) tiszta állományokból vízi-mocsári növényeket telepítenek. Az ülepített, vagy biológiailag tisztított szennyvizet elosztórendszeren keresztül vízszintes vagy függőleges folyási irányban vezetik át a szűrőágyon, majd a tisztított vizet megfelelő drénvezetékekkel összegyűjtik és elvezetik. A tisztított szennyvíz öntözésre használható. A módszer során a növényzet szerepe elsősorban az oxigénutánpótlás, és a talaj vízvezetőképességének megőrzése. A fontosabb telepített növényfajok az alábbiak lehetnek: *Phragmites australis* (nád), *Typha latifolia* (gyékény), *Scirpus lacustris* (káka), *Carex acutiformis* (sás).

A gyökérvénás szennyvíztisztítók (3.6.-3.7. ábrák) általában 1-200 m³/d kapacitás tartományban működnek, az átl. kapacitás kb. 50 m³/d, ami kb. 250-400 fős település napi

A módszer előnye, hogy a patogén szervezetek eltávolítsa jó hatásfokú, beruházási, üzemeltetési, fenntartási költségei alacsonyak, külső energiára (kivéve az aerob levegőztetett tavak) nincs szükség, és hogy idényszerű szennyvíztisztításra is alkalmas. A tavas tisztítás természetes folyamatokon alapszik, a mesterséges rendszereknél rugalmasabban képes alkalmazkodni a hidraulikai illetve szerves anyag terhelés változásaira. Hátránya leginkább a nagy területigénye, illetve, hogy időszakos szagemisszió előfordulhat. A tisztítás bizonyos mértékig az éghajlati tényezőktől is függhet, illetve időszakonként nagymértékű algaszaporodást jelentkezhethet, mely a kapcsolódó befogadót szennyezheti. A szennyvíztisztító tavak alapján a bennük lejátszódó biológiai reakciók típusai, a bevezetett szennyvizek minősége és terhelése, a levegőztetés módja, a túlfolyás (elfolyás) gyakorisága és tartóssága, a tavak sorba vagy párhuzamosan kapcsolt volta, a reakció mennyisége és típusa (forrás) szerint osztályozhatóak. Ennek megfelelően a fő típusok az alábbiak (Öllös, 1994; Dittrich 2006; Simándi, 2011):

- az **aerob tó** olyan kis mélységű tó, melynek teljes mélységében az aerob lebontáshoz gyakorlatilag mindenkor elegendő oxigén áll rendelkezésre. Benne a biológiai oxidáció és egyidejűleg az alga fotoszintézis az uralkodó.
- az **anaerob tó** szerves anyag terhelése olyan mértékű, hogy a tó mélységében oldott oxigén nincs. Az ilyen tó csak részleges szennyvíztisztítást biztosít, a szerves anyag lebontása azonban így is kedvező.
- A **fakultatív tó** a leginkább alkalmazott tófajta, ennek oka, hogy nehéz a tó teljes mélységében és minden időben aerob vagy anaerob miliót fenntartani. A tó felső része aerob, míg a fenék részén keletkezett iszapréteg anaerob tisztítást biztosít (3.8. ábra).



3.8. ábra: Fakultatív tóban lejátszódó folyamatok (Simándi, 2011 nyomán)

3.3. KÉMIAI ELJÁRÁSOK

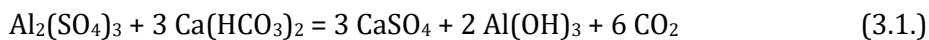
A **kémiai víztisztítás** vegyszerek alkalmazásával a vízben lévő, nem ülepíthető oldatlan anyagok és az oldott anyagok eltávolítását egyaránt megoldja. Ide tartozik a derítés, kicsapatás, vízlágyítás, ioncsere, folyadék-folyadék extrakció, pH-szabályozás

(semlegesítés), és a fertőtlenítés. Élővízeink védelme érdekében hazánkban is szükséges, hogy általánossá váljon a kémiai tisztítás nemcsak az ivóvíz- és ipari víz kezelésében, hanem a jobb tisztítási hatások biztosítása érdekében a használt vizek, szennyvizek - semlegesítés, kicsapás, ülepedési tulajdonságok javítása, iszapfelfúvódás megakadályozása, nehézfém szennyezők eltávolítása, stb. - kezelésében is. A technológiai berendezéseket illetően a kémiai tisztítást végző eljárások során szükséges egy vegyszeradagoló és előkészítő egység, valamint egy bekeverő egység használata, utolsó lépésben pedig gyakran üleptőkben történik meg a fázisszétválasztás, a tisztított víz külön útra terelése (Öllős, 1994; Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

Derítés

Az üleptő- és derítőberendezések alkalmazásának célja egyaránt a vízben lévő nem oldott szennyezőanyagok eltávolítása. Az üleptőkkel a durvább-, a derítőkkel a finomszemcséjű (0,02 mm-nél kisebb átmérőjű) nem oldott szennyezők választhatók ki a vízből. A derítés gyakorlatilag mechanikai és kémiai víztisztítási eljárás kombinációja. A tisztításra szoruló vízben kolloidális méretű lebegőanyagok vagy kolloidálisan oldott anyagok is jelen vannak, melyek a víztérben zezugos pályán haladnak és a Brown-féle mozgás törvényeinek vannak alávetve. A derítés ún. pelyhesítésből, majd üleptetésből tevődik össze. A derítés révén nemcsak a kolloidális méretű lebegőanyagok és a kolloidálisan oldott anyagok távolíthatók el a vízből, hanem pl. a derítőszer biológiai szempontból toxikus hatására a mikroorganizmusok jelentős része elveszíti normális biológiai funkcióit, s ily módon önálló mozgóképességüket elvesztve, beépülnek a pelyhekbe és így üleptetővé válnak, azaz a derítőberendezéseknek ily módon tehát biológiai hatásokuk is jelentkezik. A derítéstől egyre inkább azt is várjuk, hogy egyéb szennyező anyagok (pl. olaj, fenol, detergensok) is minél nagyobb mértékben eltávolíthatók legyenek a vízből (Öllős, 1994; Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

A derítőszer két csoportja ismert: az egyik az az alumínium- (pl. $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3$), és a vasvegyületek (pl. $\text{Fe}_2(\text{SO}_4)_3$, $\text{FeCl}_3 \times 6 \text{H}_2\text{O}$, $\text{FeSO}_4 \times 7 \text{H}_2\text{O}$), a másik az ún. anionos polielektrolitok (poliakrilamid, c: 0,1-1 mg/l) csoportja. Derítéskor általában az alumínium-szulfátból (3.1. egyenlet) 20-100 mg/l koncentrációnak megfelelő mennyiségű adagolnak a vízhez.



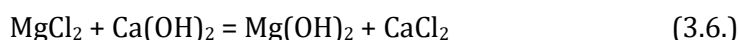
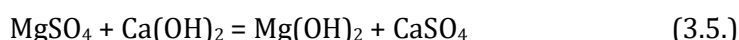
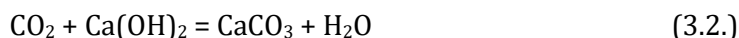
A vas-kloridot hazánkban elsősorban télen alkalmazzák az alumínium-szulfát mellett kisebb mennyiségben, mert jelenléte annak hidrolízisét gyorsítja. A tisztítási folyamat során a vegyszerek gyors elkeverése, azaz a vegyszer-koncentráció minél egyenletesebb eloszlása és a képződött mikropelyhek, valamint a lebegő szennyeződések minél hatásosabb ütköztetése szükséges. A keverést általában nagy fordulatszámú keverőberendezéssel végzik. A vegyszeres kezelés eredményeképpen keletkezett pelyhesedett lebegőanyag üleptetését **derítő** végzi. A derítő medence lehet vízszintes, függőleges vagy

részben függőleges átfolyású. Pl. a függőleges áramlású derítőben a víz alulról felfelé áramlik, miközben bizonyos méretű pelyhek lebegő állapotba jutnak.

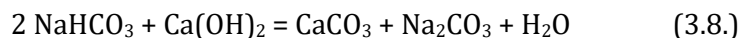
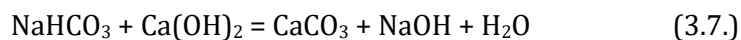
A lebegő iszapfelhő kialakulása után a felfelé áramló lebegő anyagokat mintegy megszűri, így az ilyen derítőket **szűrőderítőknek** is nevezik. Az érkező pelyhek a már lebegő pelyhekkel ütköznek, összetapadnak, majd súlyosabbá válva leülepszene. A vegyszerrel elkevert vizet a középső ún. ejtőcsőbe vezetik, s a tisztítandó víz alul a szélesedő tölcser alatt lép ki. A tölcser és a külső oldalfal közötti térben a nagyobb áramlási sebesség a pelyhesedett lebegő anyagokat lebegésben tartja. A tiszta víz ebben az esetben a felül elhelyezett bukón távozik. A vízszintes átfolyású derítőmedencék számára külön ún. pelyhesítő-medencét kell építeni, amelyben a víz tartózkodási ideje átlagosan 20-30 perc. Ebben az esetben az elrendezés többszintű (2-3) is lehet, ahol az egyes szintek magassága kb. 2 m. Megkülönböztetünk továbbá egyenáramú és ellenáramú berendezéseket is. Az iszap eltávolítására ún. kotróberendezéseket alkalmaznak, melyek kialakítása szintén többféle. A derítoszerek mellett gyakran alkalmaznak még kvarchomokot is, abból a célból, hogy az iszap sűrűségét és ezzel együtt annak ülepedési sebességét megnöveljék. Ebben az esetben az iszaptól a homokot általában ciklonokban választják el, mely ezt követően visszaforgatható. Az éghajlati viszonyok miatt a fenti derítőmedencéket általában fedett kivitelben építik. A vegyszerek adagolására szolgáló berendezések esetében a korrózióvédelemről mindenképpen gondoskodni kell. A vegyszereket általában oldott állapotban, megfelelő adagolószivattyúval juttatják be a tisztítandó vízbe (Öllős, 1994; Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

Kicsapatás, vízlágyítás

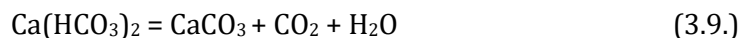
A kicsapatás során vízben oldott anyagokat úgy távolítunk el, hogy adott vegyszerek vagy oxidálószerrel hozzáadásával oldhatatlan csapadékká alakítjuk, majd a vízből ülepítéssel vagy szűréssel távolítjuk el őket. Az ivó és ipari víz tisztítása esetében kicsapásos módszert a lágyítás és szén-sav eltávolítás, valamint a vas- és mangántalanítás esetében alkalmazunk. A **vízlágyítás** feladata a vízben oldott, keménységet okozó ún. kalcium- és magnézium-sók eltávolítása. A gyakorlatban elterjedt vízlágyítási mód a meszes vízlágyítás. Ennek során a vízhez adagolt mész - CaO illetve Ca(OH)₂ - a vízben oldott széndioxid (szén-sav-eltávolítás, 3.2. egyenlet), a karbonát-keménységet okozó sókkal (karbonát-mentesítés, 3.3.-3.4. egyenletek) és különféle magnézium-sókkal (3.5.-3.6. egyenletek) nehezen oldódó kalcium- és magnéziumvegyületet képez.



A mész a nátrium-hidrogén-karbonátokkal (szikes vizek) is reagál és a nátrium-hidrogén-karbonátokból nátrium-hidroxid (3.7. egyenlet) vagy szóda (3.8. egyenlet) keletkezik.



A víz melegítésével az oldott állapotú kalcium- és magnézium-hidrogénkarbonátok elbomlanak és Ca- illetve Mg-karbonát keletkezik (3.9. egyenlet).



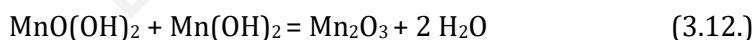
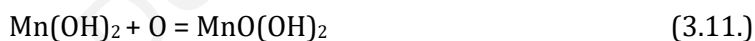
A lágyítás ún. ioncserélő anyagokkal is elvégezhető (lásd később) (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

A **vastalanítás** folyamán a két vegyértékű vas (Fe^{2+}) a levegő oxigénjének hozzáadásával három vegyértékű vassá (Fe^{3+}) oxidálódik, amelyből vas(III)-hidroxid csapadék (3.10. egyenlet) képződik (Öllös and Borsos, 1994):



Az oldott vas az esetek túlnyomó részében hidrogén-karbonátos kötésben található a vízben és ennek oxidációjához elegendő már a levegő oxigéntartalma is. A reakcióban felszabaduló szén-dioxid megkötéséről gondoskodni kell Szerves kötésű vas eltávolításához erősebb hatású oxidálószerre (ált. ózon, klór) van szükség.

A vízben oldott mangán (Mn^{2+}) eltávolítása lényegében szintén oxidációs folyamat. Ha a vashoz képest csak igen kevés mangán van a vízben, a **mangántalanítás** a vastalanítással együtt végbemegy (lsd. zártszűrők használata). Ha a mangán mennyisége nagy, akkor a folyamat lassabban zajlik le, ezért fontos, hogy az eljárás után a vizet rögtön lúgossá tegyék ugyanis, így a mangáneltávolítás mangán-dioxiddal (barnakő) történő oxidációval (3.11.-3.12. egyenletek) megvalósítható (Öllös and Borsos, 1994).



A vastalanításhoz szükséges oxidáló levegőt többféleképpen (levegőbefúvás, porlasztás, stb.) juttatják a kezelendő vízbe, a mangánt pedig nagyrészt bedolgozott szűrővel oxidálják (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

A szennyvíztisztítás esetében az ún. kicsapásos módszert pl. foszfor vagy fémek eltávolítására alkalmazhatjuk. A foszfor a szennyvízben különböző formában fordul elő, ezért újabban az összes foszfort (TP) adják meg gP/m^3 -ben, mert ennek értéke független az éppen aktuális foszforformától:

- ortofoszfát-ion (PO_4^{3-} , különböző formái a pH függvénye),
- kondenzált (poli-, meta-, ultra-) foszfát,
- szerves foszfát vegyületek.

A házi szennyvizekben szokásos pH értéken az uralkodó forma a HPO_4^{2-} -ion. (A foszfátformák átalakítása ortofoszfáttá (PO_4^{3-}) savas roncsolással történik.) A foszfor legnagyobb mennyiségben az emberi ürületekből és a mosószerekből kerül a vízbe. Az ortofoszfát-ionnal szinte valamennyi kétértékű fémion rosszul oldódó csapadékot képez. A gyakorlati foszforkicsapásra használt anyagok az alumínium-, a vas- és a kalcium-sói. A kalciumot mész alakban adagoljuk, a vasat vas-szulfát vagy vas-klorid, az alumíniumot pedig leggyakrabban alumínium-szulfát formában. A foszfátlanítás a biológiai szennyvíztisztítást nem helyettesíti, csak kiegészíti, ezért vagy ezzel egyszerre vagy ehhez kapcsoltn kell alkalmazni. A technológiai megoldások a beavatkozás helyétől függően lehetnek ún. elő-, szimultán- vagy utókicsapásos eljárások. Az előkicsapás során a vegyszer már a tisztítótelep előtti utolsó csatornaaknába is adagolható, de még előkicsapásnak minősül akkor is, ha a homokfogóba, az előlevegőztetőbe, illetve közvetlenül az előülepítő elé adagolják. A szimultán kicsapás esetében a vegyszert közvetlenül a biológiai lépcsőbe, míg az utókicsapáskor a vegyszert a biológiai lépcső után adagoljuk. Fémek eltávolításakor az oldott fémionokkal nehezen oldható vegyületeket (fém-hidroxidokat) képeznek, és azt kiülepítik. A kicsapás érdekében az oldat pH-ját bázikus irányba kell eltolni (pl. meszezés). Kicsapószerként itt is főleg mész-hidrát, vas- és alumínium-sók alkalmazhatók (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010; Nathanson and Schneider, 2015).

Ioncsere

Az ioncsere a szorpciós folyamatok egyik fajtája, ún. *ioncsereélők*, azaz olyan anyagok jelenlétében mennek végbe, amelyek pozitív vagy negatív töltésű ionos csoportokat tartalmaznak és ezeket képesek más, hasonló töltésű ionokkal kicserélni. Az ioncsereélő anyagok lehetnek természetes eredetűek (a talaj, cellulóz, gyapjú, szilikát-polimerek) vagy mesterségesek, melyek legnagyobb része műgyanta alapú (elsősorban polisztirol és divinil-benzol kopolimer). Az ioncsereélő gyanta a kicserélt ionok 1 mol/dm^3 koncentrációjú oldatával regenerálható. A kationcsereélő gyanta hidrogén-ionokat képes leadni, így az átáramoltatott víz sóiból savak keletkeznek, azaz az ioncsereélőkből savas, szén-dioxidban dús víz távozik. A kationcsereélőt 1 mol/dm^3 koncentrációjú sósavval (HCl) kell regenerálni, hogy hidrogén-ciklusba kerüljön. Az ioncsere vízkezelés során anioncsereélőt a kationcsereélő után használnak. Ebben az esetben a kationcsereélő után a vizet gáztalanítón vezetik keresztül, itt a víz CO_2 -tartalma eltávozik. A vízben ekkor csak a nem bomlékony savak (H_2SO_4 , HCl) maradnak.

Az anioncsereélő után már tisztított víz távozik. Az anioncsereélőt nátrium-hidroxiddal (NaOH) regenerálják. A gyantát általában függőleges oszlopokban helyezik el és a folyadék felülről lefelé áramlik. Az ioncsereélő oszlopok töltetmagassága ált. 60-180 cm között változik. Az oszlopok általában nyomás alatt működnek, a zavaros vizeket ioncsere előtt szűrni vagy deríteni kell (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010).

Folyadék-folyadék extrakció

A folyadék-folyadék extrakciós megoldást pl. a szennyvizek fenol-tartalmának csökkentésére használhatjuk. A folyadék-folyadék extrakció az a vegyipari eljárás, amelyben egy folyadék valamelyik összetevőjét egy alkalmas oldószerbe visszük át. A szennyvíztisztításban az egyik folyadékfázis a tisztítandó víz, a másik ált. a komponenst jobban oldó szerves oldószer (benzol, éter, szén-tetraklorid, hexán, stb.). Az extrakció egy vagy több fokozatban végezhető, és az teszi lehetővé, hogy az extrahálandó anyag a vízben is és a vízzel nem elegyedő extrahálószerben is oldható. Az extrakció a víz és az oldószer intenzív, néhány perces keverésből és a két fázis szétválasztásából áll. Ha egyszeri extrakció elegendő, a vizes fázis a további kezelésre (pl. biológiai tisztítás) elvezethető (Öllős, 1994; Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

Semlegesítés

A vízkezelésben gyakori feladat a pH szabályozása, ami általában **semlegesítést** jelent. A módszer célja a pH élettani szempontból megfelelő határok között tartása, illetve különféle technológiai célokra történő beállítása. A víztisztításban előfordulhat, hogy a koagulánsok, vas- és mangán-vegyületek kedvezőbb leválása céljából, vagy az ún. savtalanítás során a pH-n változtatunk kell. A vizek hidrogén-ion koncentrációját a savak növelik, a lúgok pedig csökkentik. Savas vizek semlegesítése történhet mészkővel, melyet pl. mészkőliszt vagy darabos mészkő formájában alkalmaznak. A lúgos vizek semlegesítéséhez általában kénsavat, a legolcsóbb erős ásványi savat használják 10 (m/m)%-os koncentrációban. A semlegesítő berendezést nem szabad zárt helyen létesíteni, ugyanis a semlegesítőben mindig keletkezhet szén-dioxid (akár a semlegesítendő szennyvíz, akár a semlegesítő ágens CO₃²⁻ tartalmának savas hatására létrejövő bomlása folytán). Mivel a szén-dioxid a levegőnél nagyobb sűrűségű a helyiségből a levegőt kiszoríthatja és fulladást okoz. A semlegesítők műtárgyaihoz, szerkezeteihez értelemszerűen korrózióálló anyagokat használnak. A semlegesítőben maró hatású vegyszerekkel dolgoznak, ezért tárolásukat zárt tartályokban, szállításukat zárt csővezetéken, porszerű anyagok esetében ált. zárt csigás szállítóvezetéken célszerű megtervezni. A semlegesítés megvalósítható folyamatos vagy szakaszos üzemben (Öllős, 1994; Öllős and Borsos, 1994; Barótfi, 2000).

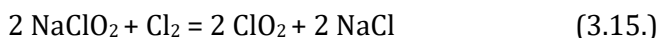
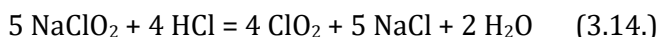
Oxidáció, fertőtlenítés

Az oxidációs (egy elem vagy vegyület oxigént vesz fel vagy hidrogént veszít, illetve elektront ad le, tehát pozitívabbá válik) alkalmazhatunk ún. **klóros oxidációt**, ekkor a klórgáz vízben való oldódásakor ún. hipoklórossav (3.13. egyenlet) keletkezik.



Ez a vízhez hasonló molekulaszervezete miatt könnyen behatol az élő sejtekbe, ahol az enzimrendszerrel irreverzibilis reakcióba lép és így fejt ki oxidáló hatását.

Elsősorban baktériumok elpusztítására, azaz fertőtlenítésre alkalmazzák. A klórgáz palackokból vagy hordókból táplálják reduktorok segítségével a megfelelő helyekre, de gyakori az a megoldás is, amikor előbb klóros vizet készítenek, majd ezt juttatják a vízbe. A klór egyes vegyületekkel, így az ún. fenol-származékokkal olyan reakcióterméket hoz létre, amelyek a víznek kellemetlen ízt és szagot adnak. Ez a hatás nagymértékben kiküszöbölhető pl. **klór-dioxid** használatával, amelyet a felhasználás helyén nátrium-kloritból (NaClO_2) sósav (3.14. egyenlet) vagy klór (3.15. egyenlet) hozzáadásával állítanak elő.



A klór-dioxid a klórnál hatásosabb oxidálószer, hatása gyakorlatilag nem függ a szennyvíz pH-jától (4-8 között) és az oxidáció sebessége is nagyobb. A klór-dioxid gáz robbanásveszélyes, így alkalmazása nagy körülményt igényel. Íz- és szagrontó anyagok eltávolítására a vízből alkalmazhatunk továbbá **kálium-permanganátot**, mely adagolását általában aktívszén-szűrés követ. Előnyös tulajdonsága, hogy vízben oldva mangán-dioxid-hidrát csapadékot is képez és ez kitűnő adszorbens. Emiatt adagolását helyileválasztásnak kell követnie (ülepítés, szűrés). Az oxidáló hatás kifejtéséhez 15-30 perces tartózkodási idő szükséges. Az ivóvíztisztításban elterjedt nagyon erős oxidálószer az **ózon** (O_3), mely a nagy szerves molekulákat roncsolja és vízben jól oldódó, kevésbé illó, oxigénben gazdag, kisebb molekulákra bontja. Vannak olyan szerves anyagok, amelyek e hatásnak ellenállnak, ilyen pl. a kloroform, a benzol, az alifás alkoholok, a szerves klórtartalmú növényvédő szerek. Az ózon nem stabil molekula, vízbe kerülve 6-8 perc alatt teljesen szétbomlik oxigénre, és minél nagyobb a víz pH-ja ez a bomlás annál gyorsabban megy végbe. A pH-tól azonban nem függ az ózon oxidáló hatása. Az ózon vírusokkal szemben sokkal hatékonyabb a klórnál, valamint nagy előnye, hogy oxidációs termékei ízt és szagot nem okoznak, sőt a víz kellemetlen ízét és szagát is megszünteti. Az ózont a levegő oxigénjéből nagyfeszültségű kondenzátor lemezei közötti csendes kisüléssel hozzák létre, majd különböző módon juttatják a szennyvízbe: vízoszlop alatti buborékoltatás, turbinás elkeverés, injektoros bekeverés, négyoszlopos buborékoltatás. Az oxidációs kezelések technológiai beilleszkedéséről elmondható, hogy a mélységi és a felső vízadó rétegekből származó vizeket az esetleges vas- ill. mangántalanítás után leggyakrabban klórozással fertőtlenítik. A felszíni vizeket a tisztítási folyamat elején előklórozzák, hogy megakadályozzák a mikroorganizmusok elszaporodását a berendezésekben, az ún. utóklórozás a folyamat utolsó lépcsője. Az íz- és szagrontó anyagok eltávolítására használt kálium-permanganátot felszíni vizek esetében a derítés és a szűrés között adagolják, mert a keletkező pelyheket vissza kell tartani. Az ózont szintén íz- és szagrontó anyagok, ill. szerves mikroszennyezők oxidációjára használják a szűrők után vagy a mikropelyhek visszatartásakor a szűrők előtt (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010; Nathanson and Schneider, 2015).

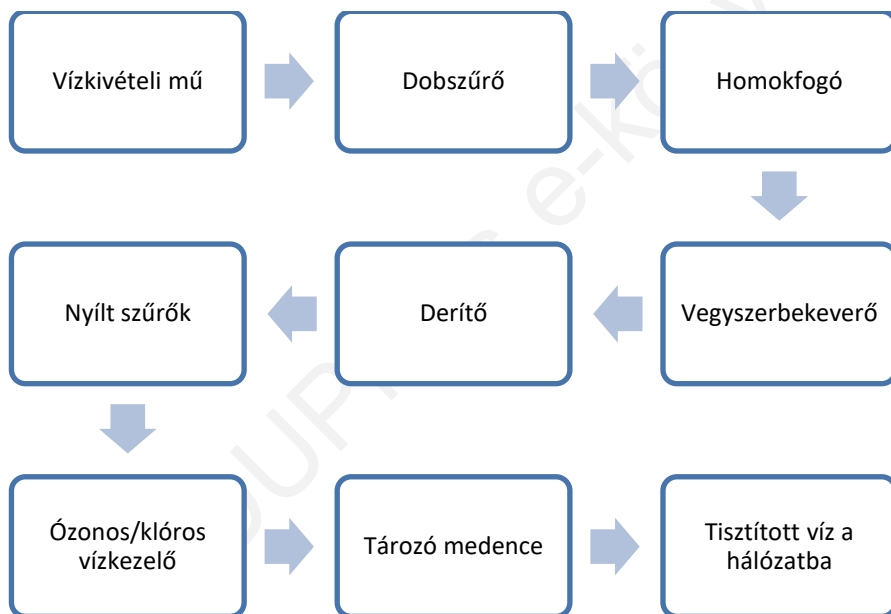
3.4. VÍZKEZELÉSI ELJÁRÁSOK KOMPLEX MEGOLDÁSAI

A teljes vízkezelési technológiát tekintve a fenti eljárási megoldások alkalmazásával és azok ésszerű kombinációjával a tisztítás mértékét úgy kell megválasztani, hogy a technológia a környezetvédelmi igényeket is kielégítse, hatékony és energiatakarékos legyen.

Ivóvíztisztítási technológiákról általánosan

A víztisztítási technológiák esetében a fent megismert műveleti megoldások egyes esetekben akár önállóan is elégséges vízminőséget biztosítanak, de általánosabb az, hogy a különböző mechanikai és kémiai eljárások kombinálásával érjük el a kellő tisztítási mértéket. A víztisztítási technológiákban a nyersvíz eredete szerint a felszíni és felszín alatti vagy kevert vízbázisokat alkalmazó megoldások változatos technológiákat eredményeznek.

Egy tipikus technológiai lehetőséget mutat a következő 3.9. ábra felszíni vizek tisztítására:



3.9. ábra: A Duna vizének tisztítási folyamatábrája (Öllös and Borsos, 1994 nyomán)

A vízellátási létesítmények összessége a **vízmű**. Ezek a termelési, szolgáltatási és fogyasztókkal kapcsolatos tevékenység fázisait jelentik. A vízművek üzeméhez hozzátartozik a vízbeszerzéssel (2. fejezet), víztisztítással, vízszétosztással (hálózat és elemei), tározással (mély- és magastározók, stb.) kapcsolatos valamennyi létesítmény. A zavartalan szolgáltatás biztosítására ma már elvárt, hogy ezen közművek automatizált rendszerben működjenek (Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010; Nathanson and Schneider, 2015).

Szennyvíztisztítási technológiákról általánosan

A szennyvíztisztításhoz kapcsolódóan a csatornázás feladata a települések házi szennyvizeinek, az ipartelepek és üzemek ipari szennyvizeinek, valamint a csatornázott területre jutó csapadékvizek közegészségügyi követelményeknek megfelelő összegyűjtése, szállítása, tisztítása és a tisztított szennyvíz elhelyezése. A csatornázás létesítményeinek összességét csatornázási műnek nevezzük. Ez a csatornahálózatot, a szivattyútelepet és a szennyvíztisztító telepet foglalja magába.

A szennyvíztisztító telepek tervezésének célja az optimális szennyvíztisztítási technológia kialakítása, az ennek megvalósításához szükséges műtárgyak és berendezések helyes megválasztása, megszerkesztése, sorrendbe állítása, összekapcsolása és egységes rendszerré kovácsolása. A szennyvíztisztító telepek a legkritkább esetben épülnek ki véglegesen, azok bővíthetőségéről, folyamatos karbantartásáról, esetleges rekonstrukciójáról gondoskodni kell.

A szennyvíztelepek működésének folyamatos ellenőrzése lehetővé teszi a minőségi mutatók nyomon követését, az azokban bekövetkező változások észlelését. A korszerű technika és az automatizált üzemeltetés lehetősége, a környezetvédelem növekvő fontossága olyan igényt is támaszt, hogy a tisztított víz minőségét javítsuk. A szennyvíztisztító telepek kiemelt környezetvédelmi problémái között megjelenik az ipari vizek kezelésének, a szag emisszióknak (bűzterhelés) és a kivont szennyező anyagok biztonságos elhelyezésének problémaköre.

A szennyvíztisztítási technológiák esetében a fent megismert műveleti megoldások egyes esetekben akár önállóan is elégséges vízminőséget biztosítanak, de általánosabb az, hogy a különböző mechanikai, biológiai és kiegészítésként különböző kémiai eljárások kombinálásával érjük el a kellő tisztítási mértéket. Egy tipikus szennyvíztisztítási technológiai lehetőséget mutat a 3.10. blokkábra.

A **tisztított szennyvíz** ún. befogadóba vezethető, mely általában élővízfolyás vagy egy tó, de ezen túl talajbeli elhelyezés is lehetséges és a kezelt víz hasznosítható is (öntözés). Az elhelyezést tekintve fontos, hogy pl. a tisztított szennyvíz minőségi paraméterei környezetvédelmi szempontból megfelelnek-e a biztonságos elhelyezéshez. Valamennyi vízminőség-szabályozási törekvés elsődleges célja a befogadók (folyók, tavak, óceánok, talajok) vízvédelmének biztosítása. A hígulás által biztosított elhelyezési lehetőségek kihasználása előtt a szennyvizet megfelelő mértékig kell tisztítani (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Mackenzie, 2010; Nathanson and Schneider, 2015).

A szennyvíztisztító rács által visszatartott anyag (**rácsszemét**) általában gyorsan bomló szerves anyag éppen ezért gépesített megoldású eltávolítása kívánatos. A rácsszemét önmagában nem ásványosítható el eredeti formájában, csak aprítás után pl. fűtött rothasztókban. A szennyvízkezelésből kikerült **homok** mindenképpen tartalmaz szerves iszapot, így azt csak feltöltésre lehet használni. A tisztítási műveletek által a szennyvízből származó **iszapok** az iszapkezelő műveletekkel válnak elhelyezhetővé, illetve hasznosíthatóvá. Ezek közül kiemelt az iszapstabilizálás, mely során a biológiai szennyvíztisztítás során megismert folyamatokat alkalmas reaktorokban játszadjuk le a szennyvíziszap kezelésére és hasznosítására.

Az alkalmazott körülmények függvényében melléktermékként metán tartalmú biogázhoz juthatunk (anaerob, lúgos közegű bontási folyamatok), mely hasznosítható és az így nyert energia a telep üzemeltetésére visszaforgatható. Az iszap további kezelése és hasznosítása elsősorban a víztartalmának csökkentésére, egyben térfogatcsökkentésre és a patogén szervezetek eltávolítására irányul. Itt elsősorban mechanikai eljárásokat alkalmazunk (sűrítés, centrifugálás, flotálás, stb.), mely a szennyvíz kezelés során már ismertté váltak számunkra. Alkalmazhatunk vegyszeres megoldásokat is, amikor pl. különböző fémsók alkalmazásával (pl. alumínium-szulfát, vas-klorid, stb.) az iszap felesleges víztartalmának eltávolítását könnyítjük meg. A kezelési megoldások közül kiemelt lehet a komposztkészítés, mely közben az iszap szerves anyagai a biológiai lebontás révén stabil végtermékké alakulnak. A magas hőmérséklet miatt a komposztálás során a patogén szervezetek is elpusztulnak. A komposztkészítő rendszereken belül ismert: prizmás, mesterséges levegőztetésű komposztdepónia, illetve tartályos rendszer. Alkalmazhatunk továbbá termikus iszapkezelési megoldásokat, mint az iszapégetés, mely a magas hőmérsékletű folyamatok csoportjába tartozik, s ez az iszap elégethető elemeinek gyors, exoterm oxidációja. A keletkező hamut általában téglakészítés, aszfaltkészítés, betonkészítés kapcsán hasznosítják.

A kezelt, azaz víztelenített iszap esetén az elhelyezési mód lehet a feltöltésbe helyezés, amikor az iszap a talajba kerül, és fölé földtakarást helyeznek. Fontos szerepet tölt be az iszap mezőgazdasági hasznosítása, melynek során az iszap növényi tápanyagforrás szerepét tölti be és/vagy a növénytermesztés hatékonyabbá tétele érdekében a talajjavító tulajdonságai érvényesülnek. Hasonló megoldás az erdészeti hasznosítás, ahol a fatermelés hatékonyságának növelése érdekében használják. Hasznosítható még bizonyos területek művelésre alkalmassá tételéhez (bányaterületek és más használhatatlan területek növényzettel való újratelepítése), ill. a talaj javítása céljából (Öllös, 1994; Öllös and Borsos, 1994; Barótfi, 2000; Kárpáti and Vermes, 2008; Mackenzie, 2010; Nathanson and Schneider, 2015).

Felhasznált szakirodalom:

- Barótfi, I. (2000) *Környezettechnika*, Mezőgazda kiadó, Budapest.
- Bélafi-Bakó K. (2002) *Membrános műveletek*, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém.
- Dittrich, E. (2006) *A hazai gyökérszénázás szennyvíztisztítók üzemeltetési tapasztalatainak elemzése az ún. wetland-modell segítségével*, PTE-PMMK Környezetmérnöki Tanszék, XXIV. Hidrológiai vándorgyűlés.
- Fazekas, B., Kovács, Zs., Kárpáti, Á. (2014a) *Biofilmes és hibrid módszerek a szennyvíztisztításban*, TÁMOP-4.1.1.C-12/1/KONV-2012-0015, Pannon Egyetem, Veszprém, ISBN: 978-963-396-014-1
- Fazekas, B., Kovács, Zs., Kárpáti, Á. (2014b) *Szennyvíztisztítás korszerű módszerei*, TÁMOP 4.1.2.A/1-11/1-2011-0089, Pannon Egyetem, Veszprém, ISBN: 978-615-5044-99-1
- Fonyó, Zs. and Fábry, Gy. (2004) *Vegyipari művelettani alapismeretek*, TAMOP 4.2.5 Pályázat digitális tankönyvtár, Nemzeti Tankönyvkiadó Rt., Budapest. ISBN 963 19 5315 7
- Molina, J. M. (2003) *Ipari szennyvizek tisztítása membránszűréssel és pervaporációval*, PhD értekezés, Budapesti Közgazdaságtudomány és Államigazgatás Egyetem, Budapest
- Kárpáti, Á. and Vermes, L. (2008) *Vízgazdálkodás-Szennyvíztisztítás*, HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 pályázat, Pannon Egyetem, Veszprém, ISBN: 978-615-5044-35-9
- Kovács, Zs. and Kárpáti, Á. (2013) *Ivóvíztisztítás és víztisztaságvédelem*, TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1-2011-0089, Pannon Egyetem, Veszprém, ISBN: 978-615-5044-93-9
- Mackenzie, L. D. (2010) *Water and Wastewater Engineering*, McGraw Hill Companies, Inc., USA, ISBN 978-0-07-171384-9
- Nathanson, J. A. and Schneider, R. A. (2015) *Basic Environmental Technology*, Pearson Education, Inc., USA, ISBN-13:978-0-13-284014-9
- Öllős, G. (1994) *Szennyvíztisztító telepek üzemeltetése I. II.*, Akadémiai kiadó, Budapest
- Öllős, G. and Borsos, J. (1994) *Vízellátás és csatornázás I.*, Műegyetemi kiadó, Budapest
- Simándi, P. (2011) *Szennyvíztisztítási technológiák II.* Digitális tankönyvtár, TÁMOP-4.1.2 pályázat, http://www.tankonyvtar.hu/en/tartalom/tamop412A/2010-0019_Szennyviztisztitasi_techologiak_II/ch07.html
- Szentgyörgyi, E. (2010) *Membránok alkalmazási lehetőségei a biogáz előállításánál*, doktori értekezés, Pannon Egyetem, Mérnöki Kar, Veszprém

4. A LÉGSZENNYEZÉS CSÖKKENTÉSÉNEK TECHNOLÓGIAI LEHETŐSÉGEI

A légszennyező anyagok kibocsátásának csökkentése aktív és passzív védelemmel egyaránt lehetséges.

Aktív (megelőző) védelemmel a technológiai folyamatok során a keletkezés helyén csökkentjük vagy teljesen megszüntetjük a szennyező anyagok képződését. Az aktív védelem legismertebb példái az energiahordozó változtatás, megfelelő alapanyag megválasztás, technológiaváltás stb.

Passzív védelem során a véggázból távolítják el a már keletkezett szennyező anyagokat mielőtt a környezetbe kibocsátanák. A gáztisztítási eljárásokat két nagy csoportra oszthatjuk. Az egyik csoportba azok a megoldások tartoznak melyek során a szennyező anyagokat ártalmatlan anyagokká alakítjuk (pl. szénhidrogének elégetése, vagy a NO₂ gázzá redukálása). A másik csoportba azok az eljárások tartoznak, melyek révén a szennyező anyagokat leválasztjuk, így koncentráltan kerülnek ki, vagyis ezek további tárolásáról, kezeléséről gondoskodni kell.

4.1. PRIMER RÉSZECSKÉK LEVÁLASZTÁSA

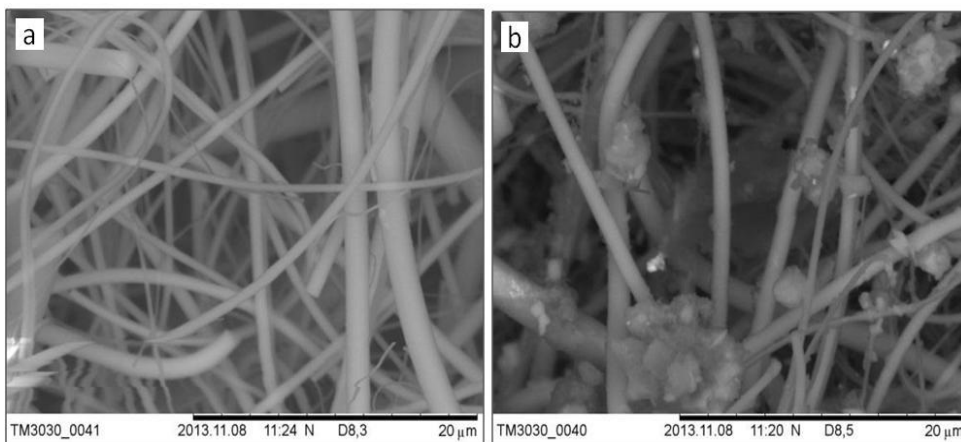
4.1.1. Szilárd halmazállapotú szennyeződések

A légköri szilárd szennyeződések többféle szempont szerint csoportosíthatóak. Aerodinamikai sajátosságai alapján a porszennyezés két frakcióra különíthető el, ülepedő porra, melyet más néven szedimentumnak nevezünk, illetve szálló porra (TSP = Total Suspended Particulates), mely hosszabb ideig lebegve maradó frakciót jelent. Ezek mellett megkülönböztetünk vízben oldódó és vízben oldhatatlan frakciót, illetve szerves és szervetlen porokat. A légköri szilárd szennyezőanyagok természetes (pl. vulkáni por, hamu, kőzetek mállása) és antropogén eredetűek lehetnek. Nagy mennyiségű szilárd szennyezőanyag kerül például a légkörbe az égési folyamatok során. Pontosabb azonban, ha szennyezőanyag tekintetében nem tárgyaljuk külön a szilárd szennyezőket, hanem együttesen vizsgáljuk a légköri aeroszolt. Aeroszolnak nevezzük valamely gáznemű közegben finoman eloszlott szilárd vagy folyadék részecskék együttes rendszerét.

A légköri aeroszol mérete több nagyságrendet átívelve néhány nanométertől egészen 100 mikrométer nagyságig változhat.

A légköri aeroszol éghajlatra, egészségre, élő és épített környezetre gyakorolt hatása egyaránt ismeretes. A légzőszervekbe való lejutás eltérő mechanizmusa alapján PM₁₀ frakciót, PM_{2,5} frakciót, valamint PM₁ frakciót különböztetünk meg. Az egészségre gyakorolt hatás a porszennyezés részecskeméret eloszlása mellett egyéb tényezőktől, mint például a részecskék morfológiájától is függ. Jól ismert például a régebben szigetelőanyagként használt azbeszt egészségkárosító hatása (tüdőrákot okoz), mely az előző megállapításra jó példa, ugyanis az anyag egészét apró, szilárd, tús kristályok alkotják.

A környezeti levegő minőségvizsgálata során a levegőből vett különböző frakciójú aeroszol minták (PM_{10} , $PM_{2,5}$, esetleg PM_1) mennyiségi elemzését végzik (esetleg minőségi elemzését is), azonban a hatóságok nem vizsgálják a részecskék morfológiáját. Az 4.1. képen a budapesti Gilice téri mérőállomáson vett aeroszol mintáról készített pásztázó elektronmikroszkópos felvétel, illetve referenciaként a tiszta szűrőpapírról készített felvétel látható. Megfigyelhető, hogy az aeroszol mintát egyedi és aggregálódott, elsősorban szabálytalan alakú részecskék alkotják (Üveges, 2017).

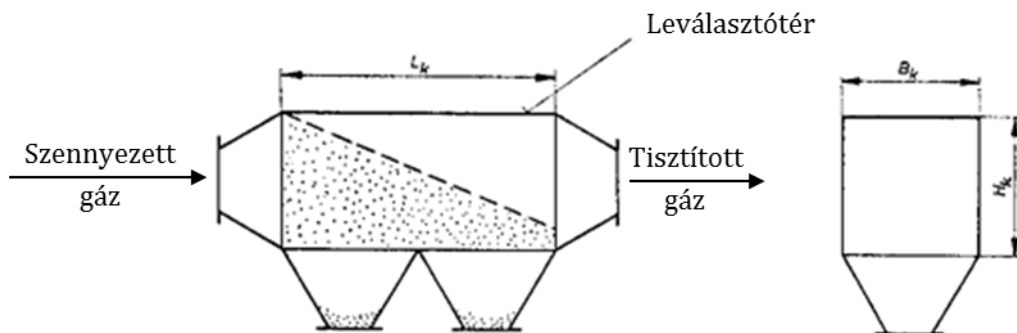


4.1. kép. Szennyeződést nem tartalmazó (a) és téli aeroszol mintát tartalmazó (b) szűrőpapír SEM felvételei (Üveges, 2017)

4.1.2. Porleválasztás szűrőközeg nélkül

Mechanikai leválasztók

A mechanikai leválasztókban a tehetetlenségi erő okozza a porszemcséknek/folyadék cseppecskéknek a hordozó gázhoz viszonyított relatív elmozdulását. A legegyszerűbb porleválasztó berendezések az ülepítő vagy porkamrák (4.1. ábra), melybe bevezetve az áramló levegőt vagy gázt annak áramlási sebessége erősen lecsökken, miközben a magával szállított por nagyobb szemcséi a nehézségi erő hatására leülepednek a kamra aljára.



4.1. ábra. A porkamra vázolata

A porkamra méretezése során alapvető követelmény, hogy a gáz sebessége olyan legyen, hogy a már leülepedett port ne ragadja – újból – magával. A kamrában sehol nem lehet a gáz sebessége nagyobb, mint 3 m/s. A porkamrák hatásossága fokozható ütköztető lemezek, terelőlapok beépítésével. A válaszfalak kettős funkcióval bírnak, meghosszabbítják a gáz útját és hirtelen irányváltásra kényszerítik. A porszemcsék tehetetlenségük következtében nem tudják követni az irányeltéréseket, a szemcséket a rá ható erők (gravitációs erő és centrifugális erő) a kamra oldalához, illetve az aljához kényszeríti. A porkamrákban a leválasztásra kerülő por határszemcse mérete 100-200 μm , az elérhető portalanítási hatásfok 40-50%.

A gyakorlatban poros gázok tisztítása mellett hasonlóképpen történik a folyadékcspepeket tartalmazó aeroszolak cseppmentesítése is. A hullámlemez cseppfogókban például a cseppek a hullámlemeznek ütköznek, odatapadnak, majd vékony folyadékfilmet képezve a folyadék az edény aljára folyik. A kátrányleválasztásra alkalmas Pelouse-féle leválasztóban egymásba helyezett perforált lemezekon áramlik keresztül a gáz. A furatokon áthaladó gáz falba ütközik, ami következtében a lemezeknek ütköző kátránycseppek leválnak és a folyadék az alsó edénybe gyűlik össze.

Porleválasztó ciklonok

A porleválasztó ciklonokban centrifugális erő hatására következik be a leválasztás. A ciklonok hengeres testű, kúpos fenekű készülékek, melyekbe a szennyezett gázt nagy sebességgel, tangenciálisan vezetik be, ami következtében a gáz körkörös mozgás végzésére kényszerül. A ciklonban spirál alakú, lefelé áramló örvény jön létre, a szilárd részecskékre súrlódási, nehézségi és centrifugális erő hat. A centrifugális erő hatására a határszemcse méretűnél nagyobb részecskék a fal felé haladnak, a ciklon falán sebességüket veszítik és a ciklon alsó kúpos részébe kerülnek, ahonnan eltávolíthatók. Mivel a centrifugális erő nagysága a henger átmérőjével fordítottan arányos, a portalanítási hatásfok növelhető a ciklon átmérőjének csökkentésével, vagyis ha adott gázmennyiség esetén a gázmennyiséget több párhuzamosan kapcsolt kisebb ciklonra osztjuk szét, azaz multiciklont alkalmazunk.

Az egészen kicsi átmérőjű ciklonokat, melyekbe a poros gáz bevezetése axiális irányban történik, örvénycsőeknek nevezzük, melyeket rendszerint közös házba építenek.

Elektrosztatikus porleválasztók

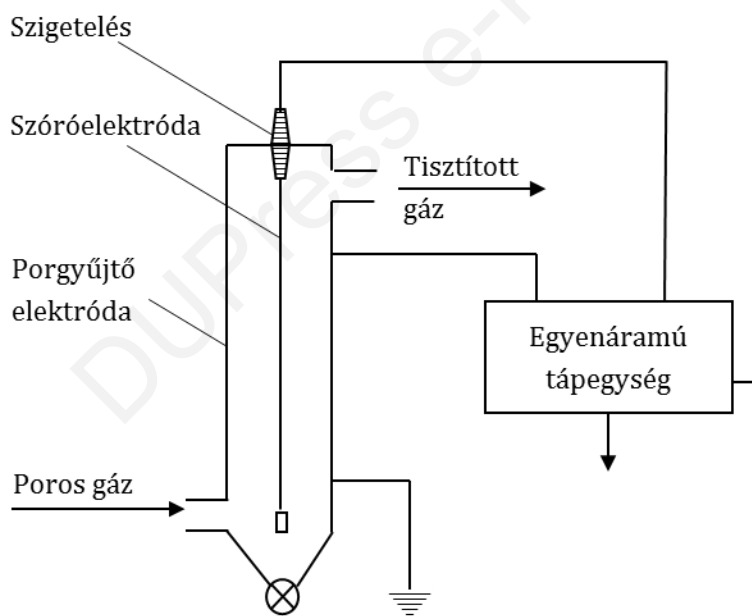
Az elektrosztatikus leválasztók szilárd vagy cseppfolyós halmazállapotú részecskék leválasztására alkalmas berendezések. Az első elektrosztatikus porleválasztó berendezést kátrány leválasztására készítették.

Az elektrosztatikus porleválasztó működése az úgynevezett „koronahatáson” alapul. Elvi működési vázolata a 4.2. ábrán látható. A hálózati váltakozó áramot transzformálják és egyenirányítják, majd segítségével elektromos erőteret hoznak létre a berendezés elektródái között úgy, hogy az egyenáramú áramforrás negatív pólusát a szóróelektródára

(ionizáló elektróda), pozitív pólusát pedig a porgyűjtő elektródára kapcsolják. Ha az elektródákra kapcsolt feszültség (potenciálkülönbség) elég nagy, a szóró elektróda közvetlen környezetében az elektromos térerősség olyan nagy lesz, hogy az ott lévő gázmolekulák ionizálódnak. A megfelelő ionizációhoz az elektródákra körülbelül 10-25 kV egyenfeszültséget kell kapcsolni. A nagy potenciálkülönbség a szóró elektróda körül olyan nagy térerőt biztosít, hogy hatására létrejön a koronakisülés.

A koronakisülés kétféle lehet, attól függően, hogy a szóró elektródán pozitív vagy negatív töltés szabadul fel. Az elektrosztatikus gáztisztításban „negatív koronát” használnak. Az így kialakuló elektromos téren halad át a tisztítandó gáz, mely molekulái ütköznek az ionizálódott gázmolekulákkal és a tisztítandó gáz ionizálódik, az ionok a por részecskék felületen megkötődnek.

A tisztítás eredményeként tehát a porszemcsék negatív töltésre tesznek szert és a pozitív elektróda felé vándorolnak, nekiütköznek és az ütközés eredményeként elvesztik sebességüket és a leválasztó aljára hullnak, vagy az elektródára tapadnak. A porgyűjtő elektródán a porréteg állandóan növekszik, melyet időnként megrezegtetve el kell távolítani. A tisztított gáz a berendezés felső részén távozik, a leválasztott por pedig a készülék alján gyűlik össze.



4.2. ábra. Az elektrosztatikus porleválasztó működési elve

Az elektrosztatikus porleválasztó berendezések előnye, hogy 0,1 μm -nél kisebb szemcseméretű részecskék leválasztására is alkalmasak, ellenállásuk kicsi, karbantartási igényük csekély és 800 °C hőmérsékletig használhatók. Mindezek mellett a száraz állapotban leválasztott por a gyártási folyamatba visszavezethető.

Elektrosztatikus porleválasztást alkalmaznak például hőerőművek füstgázainak, kohógázok, ércfeldolgozó üzemek véggázainak tisztítására, cement-gyárakban, szénelőkészítő, őrlő- és szárítóüzemekben. Bizonyos esetben agglomerátorként is üzemeltethetők, mely eredményeként a finom por vagy koromszemcsék nagyobb részekké állnak össze, így ciklonban leválaszthatókká válnak.

4.1.3. Porleválasztás szűrőközeggel

A szűrés a folyadékközegű diszperz rendszerek elválasztása mellett alkalmas és a legelterjedtebb módszer a gázközegű diszperz rendszerek elválasztására is. Általánosan alkalmazzák aerodiszperz rendszerek szilárd szemcséinek és folyadék részecskéinek eltávolításához, vagyis porok, ködök és füstök részecskéinek leválasztására egyaránt.

Szűrés során a portartalmú gázokat porózus anyagon vezetik keresztül, melyen a porszemcsék feltapadnak. Az elválasztás szempontjából meghatározó a szűrőréteg pórusmérete és az adhézió. Szűrés során feltétlenül el kell kerülni a szűrőréteg anyagának elektrosztatikus feltöltődését, mert a szűrési folyamatban okozott zavarón túl szikraképződéshez is vezethet. Az elektrosztatikus feltöltődés megakadályozható fémszálak beépítésével a szűrőanyagba, vagy a szűrő anyagának kémiai előkezelésével.

Felületi szűrők

Az ipari gyakorlatban legelterjedtebb felületi szűrők a tömlős vagy zsákos porszűrők. A porszűrők jellegzetes porzsákjait szövetekből alakítják ki. A zsákos szűrőkön megtapadt port mechanikai úton kopogtatással vagy vibrációs módszerrel, illetve pneumatikus úton levegősugár egyenletes vagy lökészerű alkalmazásával valósítják meg. A porszűrők elsősorban a cement-, kerámia-, vegyi-, textil- és élelmiszeriparban alkalmazott tisztítási eljárások.

Mélyléségi szűrők

Mélyléségi szűrés esetén ömlesztett szemcsés anyagokból kialakított szűrőréteget alkalmaznak, mint például a homokágy vagy a zsugorított anyagú pórusos kerámia. Ezek nagy előnye, hogy magas hőmérsékletű gázok tisztítására és agresszív anyagú porok leválasztására egyaránt alkalmasak. A samottból készült szűrőgyertyák például mintegy 900 °C hőmérsékletű gázok tisztítására is alkalmasak és elsősorban olaj- és vízcseppek leválasztására használják.

4.1.4. Nedves porleválasztás

Nedves porleválasztás során a gázban lévő szennyeződések megfelelően megválasztott mosófolyadékkal (leggyakrabban víz) távolítjuk el. A nedves mosók csak olyan porok eltávolítására alkalmasak, melyeket az alkalmazott folyadék nedvesít. A gázmosók előnyei, hogy a mosófolyadékkal a szilárd és gáz halmazállapotú szennyezők leválasztása egy lépésben megvalósítható, tűz- és robbanásveszélyes poroknál is alkalmazható, valamint, hogy beruházási költsége és helyigénye kisebb, mint a száraz porleválasztás

berendezéseinek. Hátrányként megemlíthető, hogy a szennyező komponenseket tartalmazó folyadék fázis további tisztításáról gondoskodni kell, a készülék üzemeltetési költsége magasabb és a szabadba telepített készülék télen lefagyhat.

A nedves porleválasztás berendezései igen sokfélék lehetnek. Legegyszerűbb képviselői a gázmosók, melyeket gyakran alkalmaznak előtisztító és gázhűtő berendezésként. Az üres mosótornyok nagy előnye a kis nyomásesés és az alacsony energia felhasználás. Nedves mosásnál cél a porszemcsék és a mosófolyadék minél nagyobb felületen való érintkeztetése, mely fokozható a mosófolyadék porlasztásával. A porlasztásos mosótornyba több helyen, a gázárammal szemben, különböző porlasztó megoldásokat alkalmazva kerül a mosófolyadék betáplálásra. A legnagyobb ilyen berendezések elérik a 6 méter átmérőt és a 30-40 méter magasságot. Amennyiben hosszú tartózkodási időre van szükség, úgy a gázsebességet 1 m/s alatt tartják, de jól üzemelnek 1-3 m/s gázsebességnél is (ekkor cseppfogó szükséges). A fluidumok tartózkodási idejének és az érintkezési felület növelésének lehetősége, ha a torony belsejében valamilyen betétet helyeznek el. Ilyenek például az egyszerű tálcás vagy tányéros oszlopok, és a szitatányéros oszlopok továbbfejlesztett változatai a buboréksapkás-, vagy habkolonnák.

A legkorszerűbb permetező, betét nélküli nedves porleválasztó berendezések az úgynevezett Venturi-mosók. A készülékben a tisztítandó gáz a Venturi-torok előtti összeszűkülő csőszakaszban felgyorsul, sebessége néhány száz m/s is lehet. A torok előtt körkörösén egy vagy több helyen folyadékot porlasztanak a gázáramba. A nagysebességű gázáramban a folyadékszemcsék további aprózódása következik be. A Venturi-torokban nagyon jó érintkezés valósul meg, amely a legfinomabb porszemcséket is kimossa a gázból, illetve feloldja az oldható gázkomponenseket. A berendezés diffuzor részében csökken a gázsebesség és cseppekké áll össze a ködszerűen szétporlasztott folyadék, amelyet ütköző kamrában vagy ciklonokban választanak el a gáztól. A Venturi-mosók vízszükséglete nagy és jellemzően csak igen kis porterhelés esetén alkalmazhatóak.

A gáz és fluidumok közötti érintkezési felület növelésének és a tartózkodási idő növelésének másik módja a torony belsejében elhelyezett töltethalmazzal lehetséges, mely lehet Raschig-gyűrű, nyeregtest, golyó stb., anyagát tekintve kerámia, fém vagy műanyag. A töltetes gázmosók továbbfejlesztett változata a lebegtetett ágyas mosó, ami alkalmas viszkózus, ragacsos anyagot tartalmazó gázok tisztítására.

4.2. ILLÉKONY SZERVES VEGYÜLETEK KINYERÉSE ÉS ÁRTALMATLANÍTÁSA

Illékony szerves vegyület (VOC) alatt értünk minden szénvegyületet a szervesetlen szénvegyületek kivételével, mint a szén-monoxid, szén-dioxid, a szénsav, a szén-karbidok, karbonátok és az ammónium-karbonát, mely többek között a levegőben fotokémiai reakció révén képződik. Ennek a definíciónak több ezer szénvegyület felel meg. Az illékony szerves vegyületek közel teljes mennyisége a kőolajból származtatható és/vagy természetes gáz (Nevers, 2017).

4.2.1. Illékony szerves vegyületek (VOCs)

A VOC szennyezés a légszennyező anyagok csoportosítása során a legnehezebben definiálható szennyezőanyag csoportot képviseli komplexitásának köszönhetően, hiszen eredetét és összetételét tekintve igen változatos lehet. Ebbe a csoportba tartoznak többek között a kőolaj kitermelésekor, szállításakor, feldolgozásakor, valamint az üzemanyagok előállításakor, szállításakor, felhasználásakor felszabaduló alifás és aromás szénhidrogének.

A festékek, lakkok, kötőanyagok bizonyos szerves komponensei ugyancsak ebbe a szennyezőanyag csoportba sorolhatóak, melyek között alifás és aromás szénhidrogének, ketonok, észterek, éterek, nitro- vagy halogén- származékok egyaránt lehetnek. A VOCs népes táborát bővítik továbbá a vegytisztításban alkalmazott halogéntartalmú oldószerek, a hűtőtechnikában használatos freonok és a tűzoltókészülékek halon töltetei éppúgy, mint a permetezéskor a légkörbe kikerülő növényvédő szerek.

A VOCs lehatárolásához feltételezzük, hogy a VOCs azok a szerves folyékony vagy szilárd anyagok melyek gőznyomása szobahőmérsékleten (293,15 K) 0,013 kPa vagy annál nagyobb és amelyek forráspontja légköri nyomáson kevesebb, mint 260 °C. Mindez azt vonja maga után, hogy ebbe a csoportba a többnyire kevesebb, mint 12 szénatomot tartalmazó szerves vegyületeket tartoznak. A nagyobb forrásponttal rendelkező szerves vegyületek párolgása az atmoszférába nagyon lassú, hacsak nem melegítjük őket, vagyis nem jelentenek VOC problémát (Halász, Hannus, and Kiricsi, 2012).

A VOCs összetételbeli változatosságából adódóan fizikai és kémiai tulajdonságaikban is különbözhetnek. A szénhidrogének például csak kismértékben vízzoldhatóak, míg a poláris illékony szerves vegyületek, mint például az alkoholok, éterek, aldehidek, ketonok, észterek, aminok stb. vízzoldhatósága jóval nagyobb mértékű (4.1. táblázat). Az oldhatóságbeli különbség lehetővé teszi például a poláris szerves vegyületek eltávolítását a gázáramból vizes mosó alkalmazásával (Nevers, 2017).

Az atmoszférában lévő VOCs hatása függ a VOCs természetétől, koncentrációjától és az emisszió eredetétől. A VOCs között van néhány toxikus és karcinogén, mint például a benzol, a legtöbb illékony szerves vegyület azonban az emberre nézve közvetlenül nem mérgező (vagy nem nagyon mérgező). Mindezek ellenére azok sem hagyhatók figyelmen kívül, hiszen számos környezeti probléma kialakulásához járulhatnak hozzá, mint például a sztratoszférikus ózon mennyiségi csökkenése, a troposzférikus ózon keletkezése, a talajközeli szmog kialakulása, másodlagos részecskék keletkezése az atmoszférában, klímaváltozás, beteg épület szindróma, a növények károsodása (Ozturk and Yilmaz, 2006).

4.1. táblázat. Illékony szerves vegyületek oldhatósága vízben, 25 °C-on
(Nevers, 2017)

Vegyület csoport	Vegyület neve	M [g/mol]	Oldhatóság vízben [tömeg %]
Lineáris szénhidrogének	n-pentán	72	0,0038
	n-hexán	86	0,00095
Gyűrűs szénhidrogének	ciklohexán	84	0,0055
Aromás szénhidrogének	benzol	78	0,18
	toluol	92	0,052
	etil-benzol	106	0,020
Alkoholok	metanol, etanol,	32, 46	korlátlanul elegyedik
	n-propanol, izopropanol	60, 60	korlátlanul elegyedik
	etilén-glikol	62	korlátlanul elegyedik
Alkoholok	n-butanol	74	7,3
	ciklohexanol	100	4,3
Ketonok	aceton	58	korlátlanul elegyedik
	metil-etil-ke-ton	72	26
	metil-izobutil-ke-ton	100	1,7
Éterek	dietil-éter	74	6,9
	diizopropil-éter	102	1,2
Észterek	metil-acetát	74	24,5
	etil-acetát	88	7,7
	normál-butil-acetát	116	0,7

4.2.2. VOC kibocsátás szabályozása megelőzés révén

Helyettesítés

Az oldószeres festékek, lakkok, kötőanyagok, tinták száradása során VOC tartalmuk (hígító) elpárolog, és az atmoszférába kerül. A vizes bázisú festékek kötőanyaga ugyancsak szerves oldószerben van feloldva, de annak oldásához jóval kevesebb oldószert használnak. Az így létrejövő jóval töményebb festékoldatnak a vizes emulzióját hozzák létre. A víz elpárolgása után a festékfilm kialakul a felületen, melyből természetesen elpárolog az oldószertartalom is, azonban ennek mennyisége sokkal kevesebb, mint a hagyományos oldószeres festékek VOC tartalma.

Jó megoldás lehet az erőteljesen párologó oldószerek lecserélése alacsonyabb gőznyomású oldószerekre, esetleg oldószerek kombinációkra, azonban ez sem szünteti meg teljes mértékben a VOCs emisszióját.

Módszerfejlesztés

Az 4.2.1. fejezetben utaltunk a közlekedés okozta VOC terhelés problémájára, mely részben az üzemanyag felhasználásból adódik, részben pedig az üzemeltetés során a kipufogógázzal kikerülő terhelést jelenti. Meg kell azonban említeni, hogy az útépítés, aszfaltozás ugyancsak komoly VOC emisszióval jár a nagymennyiségű bitumen felhasználás révén. Ennek kapcsán vizsgálják például, hogy hogyan, milyen segédanyagok inhibiálnák hatékonyan a VOC kipárolgását. Kísérletekkel igazolták például, hogy a tiszta bitumen és a kettős hidroxil- rétegekkel (LDHs) módosított bitumen VOC emissziója között lényeges különbség mutatkozik. Megállapították, hogy kisebb molekulák esetén jelentősebb hatás tapasztalható a párolgás sebességében. Az LDHs csökkentik több karcinogén illékony komponens párolgási sebességét, sőt a kísérleti eredmények alapján például a diklór-etán és a naftalin párolgásának mértéke jelentősebben csökkent, mint normál oktáné (Cui et al., 2017). A VOC kibocsátás csökkentése érdekében vizsgálták továbbá a montmorillonit agyagásvány inhibáló hatását a bitumen illékony komponenseire. Arra az eredményre jutottak, hogy a nano rétegszilikát kettős pozitív hatást gyakorol a bitumenre, egyrészt azért mert növeli az öregedéssel szembeni ellenálló képességét a behatoló oxigén blokkolása révén, másrészt pedig a VOC kibocsátást is jelentős mértékben képes csökkenteni (Li et al., 2017).

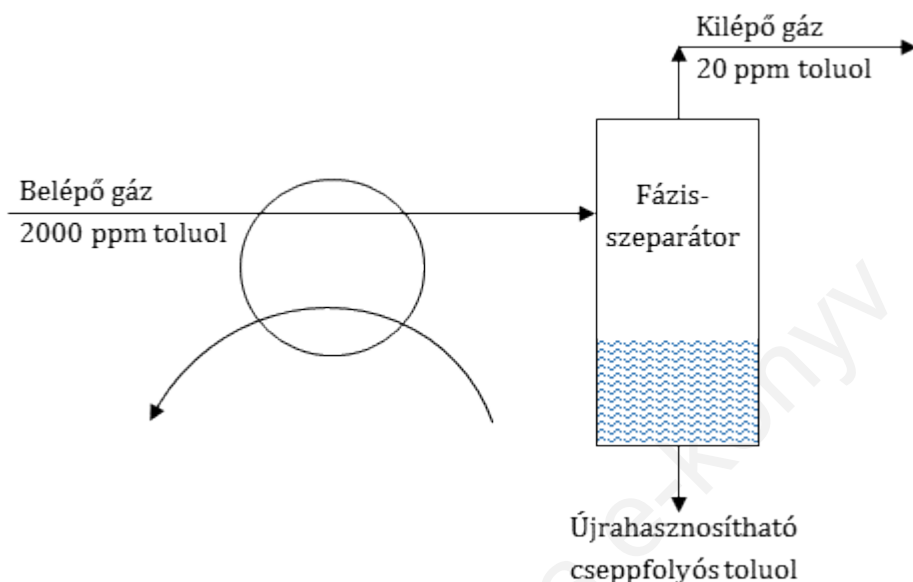
Az előző fejezetben láthattunk néhány példát arra, hogy a festékek oldószertartalmának helyettesítése révén, hogyan csökkenthető a VOC kibocsátás mértéke. A festékek oldószertartalmának csökkentésére kerültek kifejlesztésre az úgynevezett nagy testtartalmú festékek is (Üveges, 2011), melyek oldószeres festékeknek tekinthetők ugyan, de a festék kötőanyagának kémiai módosítása révén kevesebb szerves oldószert felhasználást tesz lehetővé. VOC kibocsátás szempontjából a porfestékek felhasználása tekinthető ideálisnak, melyek nem tartalmaznak sem szerves sem szervetlen oldószereket, vagyis alkalmazásuk során, nem kerül VOC szennyezés a környezetbe. Természetesen a porfestéket alkalmazó technológiák sem tekinthetők teljes mértékben „tisztá” technológiának, hiszen számolni kell elsősorban szilárd festékpórá hulladék képződéssel, melyek összegyűjtéséről, ártalmatlanításáról ugyancsak szükségszerű gondoskodni.

4.2.3. VOC szennyezés kinyerése

VOC kibocsátás csökkentése kondenzációval

A gázáramból történő VOCs eltávolításának egyik lehetősége a gázáram kellőképpen alacsony hőmérsékletre való hűtése, mely eredményeként a legtöbb VOC kondenzálódik. Ha például 0,2% (2000 ppm) toluolt tartalmazó levegőből a toluol 99%-át el szeretnénk távolítani kondenzáció útján légköri nyomáson, akkor a szennyezett levegőt legalább -66 °C-ra le kell hűtenünk. A 4.3. ábrán a VOC (toluol) kondenzációval történő eltávolításának sematikus ábrája látható.

A kondenzációs fázisszeparációnál problémát jelenthet, hogy a szennyezett gáz nedvességtartalma a hűtés során lecsapódik és megfagy, azaz fennállhat a jegesedés veszélye. Az esetek többségében a jegesedés elkerülése érdekében a szennyezett gázáramot a kondenzáció előtt egy 4 °C körül üzemelő csőköteges hőcserélőn vezetik át, vagyis egylépéses hűtés nem valósítható meg.



4.3. ábra. A toluol kondenzációval történő eltávolításának sematikus ábrája

VOC szennyezés kinyerés adszorpcióval

A VOC szennyezés adszorpcióval történő leválasztásának első lépése az elszívott, szennyezett levegő portartalmának leválasztása, második lépésként pedig a portalanított levegő hideg vizes hőcserélőben történő hűtése következik. Majd az így előkezelt szennyezett levegőt vezetik be az adszorberbe. A leggyakrabban alkalmazott adszorbens az aktív szén, melynek regenerálása éles vízgőz bevezetésével történik. A megkötött, majd deszorbeált oldószer, hűtést és kondenzációt követően fázisszeparáció után újrahasznosítható.

VOC szennyezés kinyerése abszorpcióval

A gáz folyadékban történő abszorpciója az adszorpció megoldásokhoz hasonlóan alacsony hőmérsékleten valósítható meg. A szerves anyagok eltávolítása szerves oldószerekkel lehetséges, melyek igen költségesek. Napjainkban az N-metil-pirrolidon alkalmazása egyre elterjedtebb (Halász, Hannus, and Kiricsi, 2012).

VOC szennyezés kinyerése membrán eljárással

Az elválasztás elve ebben az esetben az, hogy a megfelelő polaritással rendelkező membrán a szennyezett levegőből az illékony szerves komponenseket átengedi. A membránok a porszennyezésre nagyon érzékenyek, pórusai nagyon könnyen eltömődhetnek, ezért a szennyezett levegő előzetes porszűrése feltétlenül szükséges. Ezt követi a tisztítandó gáz előmelegítése (50-60 °C), mely megakadályozza a víz kondenzációját, illetve az elválasztás szempontjából is optimális. Az így előkészített gáz kerül a vákuumkamrában elhelyezett membrán-modulokba, melyek pórusain csak az apoláris komponensek haladnak át.

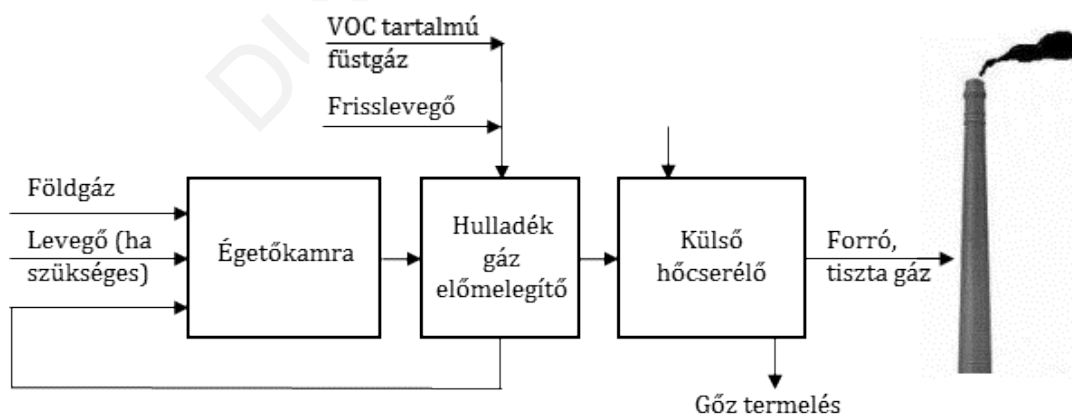
VOC szennyezés ártalmatlanítása oxidáció révén

Termikus oxidáció

A termikus eljárások tisztítási elve az elszívott levegőben lévő illékony szerves vegyületek termikus oxidációján alapul, mely eredményeként szén-dioxid és víz keletkezik. A 4.1. egyenlet a benzol, - mely reaktív szénhidrogén, szmog prekursor és karcinogén tulajdonságú illékony szerves vegyület - oxidációjának reakcióegyenletét mutatja be.



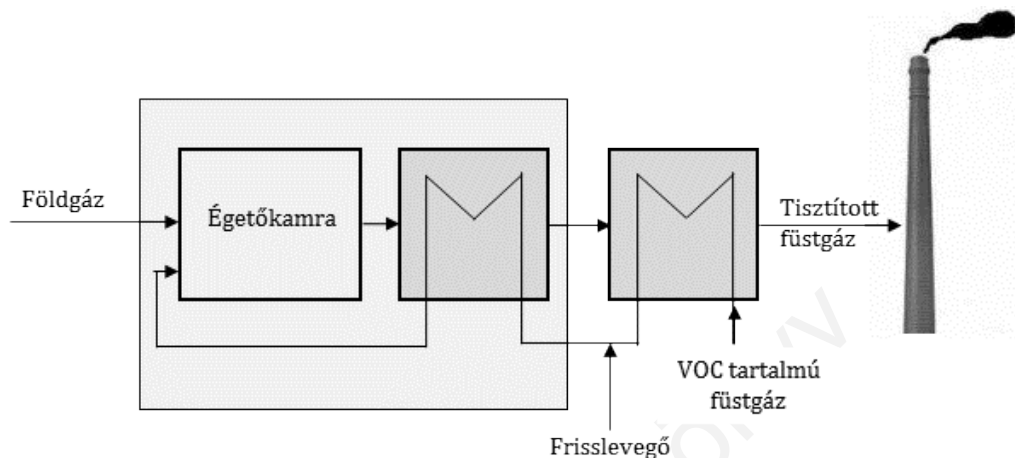
A termikus oxidáció végrehajtása történhet közvetlen fűtésű égőben vagy utóégetőben egyaránt. Az oxidáció tisztán termikus berendezésekben 750-850 °C-on megy végbe. Az elszívott levegőben lévő VOC minőségétől függően 3-5 g/Nm³ koncentráció fölötti mennyiségben az oxidáció önfenntartóvá válik, vagyis nincs szükség kívülről, például földgáz betüzeléssel hőmennyiség pótlására. A termikus véggáz tisztítás üzemeltetési költségeinek elfogadható szinten tartásához a hőenergia nagyfokú visszanyerésére van szükség. A termikus utóégető egyszerű példája a 4.4. ábrán látható.



4.4. ábra. Termikus utóégető – általános elvi folyamatábra
(szerkesztve Vaart, Vatvuk and Wehe, 1991 alapján)

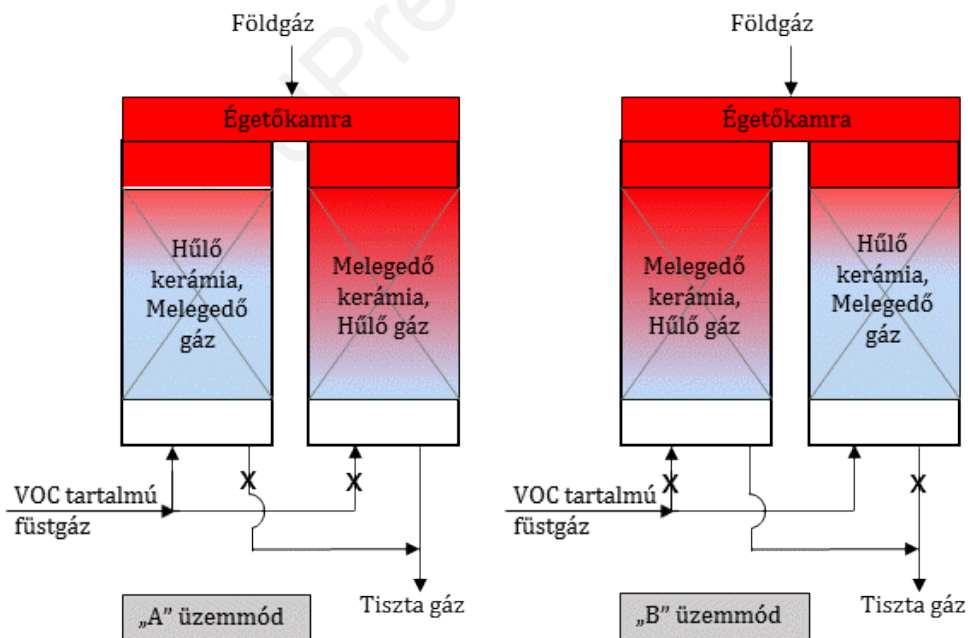
Tekintélyes mennyiségű földgáz megtakarítás érhető el termikus utóégetőkben rekuperatív hőhasznosítással (4.5. ábra). A hőhasznosítás ebben az esetben a

berendezésbe integrált hőcserélőben, falon át való hőátadással történik, vagyis a hőcsere mellett anyagátadás nem valósul meg. Az utóégetőből kilépő forró tisztított gáz előmelegíti a beérkező véggázt egy lemezes, csőköteges, vagy más hagyományos hőcserélőben. Ezzel a megoldással az ún. belső hőhasznosítási hatásfok viszonylag alacsony. A véggáz maradék hőtartalmát egy külső hőcserélőben (meleg víz előállítás, technológia hőigényének fedezése stb.) kell visszanyerni.



4.5. ábra. Termikus rekuperatív utóégető működési vázlata

Abban az esetben, ha az előmelegített szennyezett gáz hőmérséklete túl alacsony, vagyis nem megfelelő a reaktor hőmérséklet eléréséhez, megoldást jelenthet a termikus regeneratív utóégető (4.6. ábra) alkalmazása.

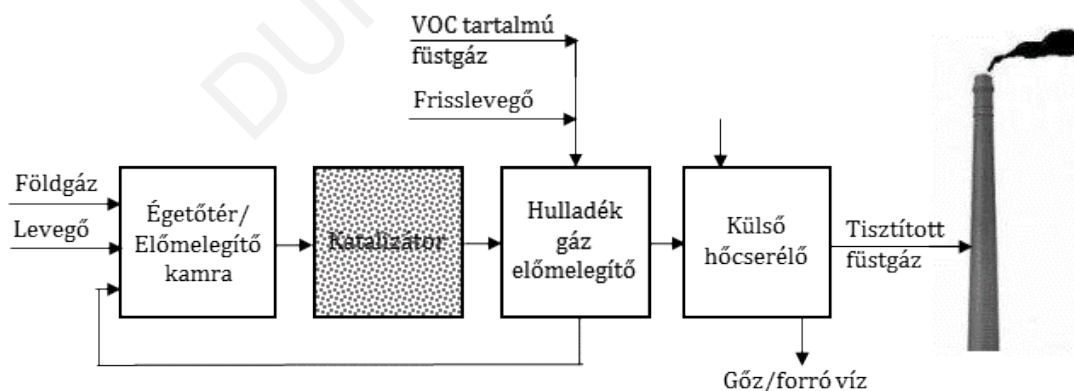


4.6. ábra. Termikus regeneratív utóégető működési vázlata

A regeneratív utóégetőben a hőcsere mellett anyagátadás is megvalósítható, így ezzel a módszerrel 95-96% hőhasznosítási hatásfok is elérhető. A termikus regeneratív oxidációhoz két vagy több kerámia ágyra van szükség, amelyek hőtárolóként működnek. Ezeken az ágyakon felváltva áramlik át a forró tisztított gáz és az oxidációhoz előmelegítendő szennyezett véggáz. A hideg VOC tartalmú tisztítandó gáz az előző ciklusban felmelegedett kerámiaágyon áramlik keresztül, miközben kinyeri annak hőtartalmát, így égéshez közeli hőmérsékletre előmelegedve lép be az égetőkamrába. Az égetőből a már megtisztított, forró gáz a másik kerámiaágyba áramlik, miközben hőtartalmát átadva felmelegíti azt, az így lehűlő tiszta gáz pedig a kéményen keresztül távozik. A gáz útját automatikus működtetésű pillangószelepek változtatják meg, mintegy 120-180 másodpercenként.

Katalitikus oxidáció

Míg az oxidáció tisztán termikus berendezésekben 750-850 °C-on játszódik le, addig a katalitikus eljárás (4.7. ábra) esetén sokkal alacsonyabb hőfokon, 350-450 °C-on megy végbe. A katalizátorágy három részből épül fel: mechanikai tartószerkezetből, hordozó anyagból és az aktív katalizátor anyagból. A mechanikai tartószerkezet a katalizátor egység fizikai szerkezetét biztosítja, a hordozó anyag általában inert, nagy porozitású fém-oxid, az alkalmazott katalizátor anyagok pedig VOC oxidációja esetén nemesfémek és bizonyos fém oxidok. A nemesfém alapú katalizátorok legjelentősebb képviselői az aranybázisú katalizátorok, palládium katalizátorok, platina katalizátorok és a keverék nemesfém katalizátorok. Az alkalmazott katalizátorok másik nagy csoportját a nem nemesfémek fém-oxidjai alkotják, melyek között említést érdemelnek a kobalt-, titán-, mangán-, réz-, nikkel-, króm-, cérium-, vanádium-alapú és keverék fém-oxid katalizátorok (Kamal, Razzak, and Hossain 2016).



4.7. ábra. Katalitikus utóégető működési vázlat

Általánosságban elmondható, hogy amennyiben a tisztítandó gáz mennyisége nem haladja meg a 12 000-15 000 Nm³/h mennyiséget és kizárható a katalizátormérgek jelenléte akkor a katalitikus utóégetés a leggazdaságosabb. Ennél nagyobb gázmennyiség

áramlástan okokból olyan nagy berendezést igényelne, hogy gazdaságtalanná válna az azt kitöltő katalizátormennyiség ára miatt.

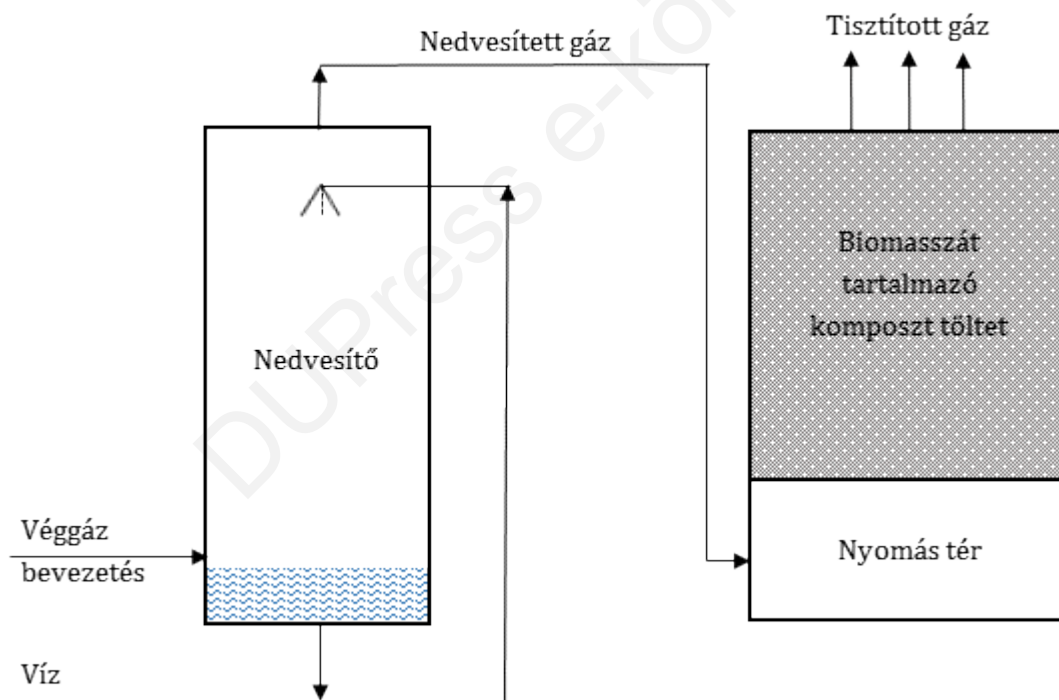
Biológiai oxidáció

Az illékony szerves vegyületek eltávolítása és/vagy ártalmatlanítása a véggáz tisztítás hagyományos fizikai és kémiai módszerei mellett biológiai oxidáció révén is megvalósítható. Napjainkban a biológiai eljárások egyre nagyobb teret hódítanak, melynek oka, hogy szobahőmérsékleten számos mikroorganizmus képes meglehetősen gyors reakciókra és a biológiai oxidációt alkalmazó technológiák igen gazdaságosak. A lebontási folyamatok során a mikroorganizmusok a szerves szennyezéseket energiaforrásként használják átalakítva azokat vízzé és szén-dioxiddá. A biológiai véggáz tisztítás technológiai berendezései a bioszűrők/biofilterek, melyben a mikroorganizmusok kötöttek és a biomasók, ahol pedig szuszpendált állapotban vannak. A bioszűrőket eredetileg a szennyvíztisztító telepeken képződő bűz megszüntetésére fejlesztették ki, melyek esetén szűrőanyagként komposztot, tőzeget, fakérget, szőlőmagot, kukoricacsutkát stb. alkalmaznak. A mikroorganizmusok azonban nemcsak a bűzt okozó szerves vegyületek oxidációjára képesek, hanem egyéb illékony szerves vegyületek lebontására is. A mikroorganizmusok élettevékenységét befolyásoló legfontosabb paraméterek a hőmérséklet, a pH, az oxigén koncentráció és a működésükhöz nélkülözhetetlen víz megléte. Általánosan elmondható, hogy a biológiai gáztisztítás vizes közegben, alacsony hőmérsékleten, szűk pH tartományban, megfelelő levegőztetés biztosításával történik. Mindezek mellett fontos megemlíteni, hogy a baktériumok nehézfém szennyezésre érzékenyek. A fentieket figyelembe véve könnyen belátható, hogy a tisztítandó véggáz nehézfém tartalma nem, vagy csak igen minimális mértékben megengedett, illetve, hogy a véggázból többnyire azok a biológiailag lebontható szennyezések eliminálhatók, amelyek vízben is oldódnak. Ipari gyakorlatban biológiai véggáz tisztításhoz a szennyvíztisztító üzemből vagy talajból származó mikroorganizmusokat használnak a lebontási folyamatokhoz. Adott összetételű gáz tisztításához azonban gyakran használnak specifikus baktériumtörzseket, melyeket előzetesen 2-4 hét adaptációs idő alatt hozzá kell szoktatni a megváltozott körülményekhez. A biológiai lebontásért felelős mikroorganizmusok tehát a legtöbb esetben különböző organizmusok keveréke (különbféle baktériumok, gombák és protozonok), vagyis mikrobiológiai közösségként működnek.

- **Bioszűrő**

A bioszűrők (4.8. ábra) a biológiai véggáz tisztítás legegyszerűbb berendezései közé tartoznak. A bevezetésre kerülő, szennyezett levegő nedvesítést követően kerül a szerves hordozó anyaggal (komposzttal, termőfölddel, vagy fakéreggel) töltött toronyba. A töltet részecskéin kialakuló és növekvő biofilm – mely valójában vizet, mikroorganizmusokat és gázbuborékokat tartalmazó folyadékfilm – felveszi az átáramló nedvesített levegőben levő szennyező alkotókat, amely anyagok a mikroorganizmusok növekedéséhez

szükséges táplálékot biztosítják. Fontos szabályzó paraméter a töltet nedvesség tartalma, aminek 40 és 60 tömeg% között kell lennie, vagyis a biofilterbe belépő gáz nedvesítése nagyon fontos lépés. Amennyiben a szennyezett, tisztítandó véggáznak nagy a szilárd részecske tartalma a nedvesítő kamra elé egy szűrőt kell beépíteni, mely megakadályozza a bioszűrő eltömődését. A mikroorganizmusok működéséhez az alapvető tápanyag/szénforrás mellett makro és mikroelemek, nyomelemek és vitaminok is szükségesek, melyek nem találhatók meg a véggázban, így ezek biztosításáról gondoskodni kell. A bioszűrőben a folyadék fázis (folyadék film) nem mozog, vagyis a mikroorganizmusok kötöttek és nagy felületen vannak elosztatva, mely lehetővé teszi a vízben gyengén oldódó szerves anyagok lebontását. A gyakorlatban elsősorban nagy gáztömegek kis koncentrációban lévő szerves szennyezőinek eltávolítására használják. A közelmúltban kísérletet tettek arra, hogy a járművek kipufogógázaival távozó szennyezéseket (nitrogén-oxidok, szén-monoxid, kén-dioxid, szénhidrogének) különböző szűrőanyaggal ellátott bioszűrőkkel távolítsák el. Ezt az egyszerű technológiai megoldást egyre szélesebb körben alkalmazzák önállóan, esetleg más tisztítási technológiával kombinálva (Child et al., 2004).

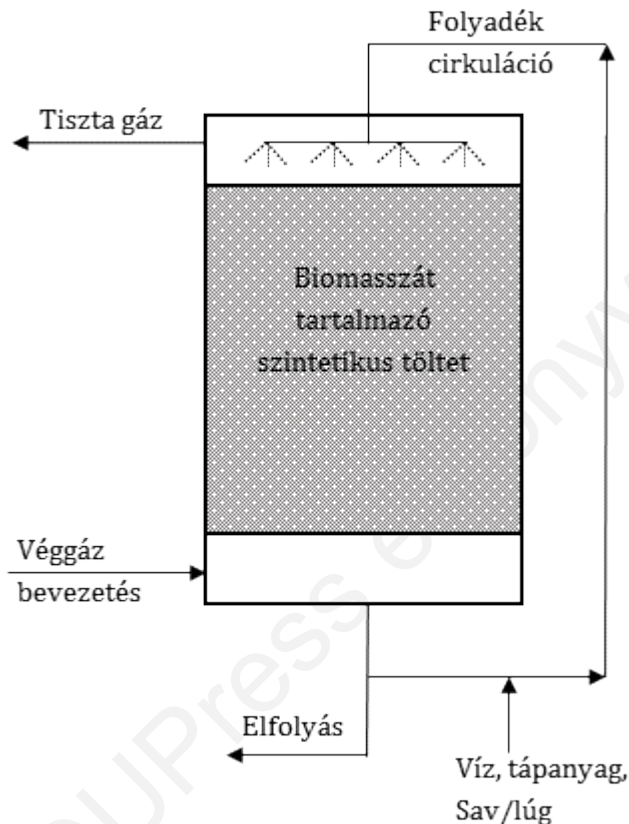


4.8. ábra. A bioszűrő elvi folyamatábrája

- **Permetezett bioszűrő (csepegtetőtestes bioszűrő, bioreaktor)**

Az bioszűrő kapcsán láttuk, hogy nagyon fontos paraméter a töltet nedvességtartalma, melyet a bevezetésre kerülő szennyezett levegő nedvesítésével valósítanak meg. Permetezett bioszűrő (4.9. ábra) esetén közvetlenül a töltetet nedvesítik, ezzel biztosítva a tölteten kialakuló biofilm számára a víz utánpótlást, megóvva azt a kiszáradástól. A töltet

anyagát tekintve kémiaiailag inert anyag, leggyakrabban műanyag gyűrű. Ezekben az anyagokban semmiféle tápanyag nem áll rendelkezésre a mikroorganizmusok számára, mely utánpótlásáról a nedvesítésre használt, egyen vagy ellenáramban cirkuláltatott folyadék révén gondoskodnak. A permetezett bioszűrőben az abszorpciós és lebontási folyamat egy helyen játszódik le, a vízzel locsolt, mikroorganizmusokat rögzítő töltet felületén.

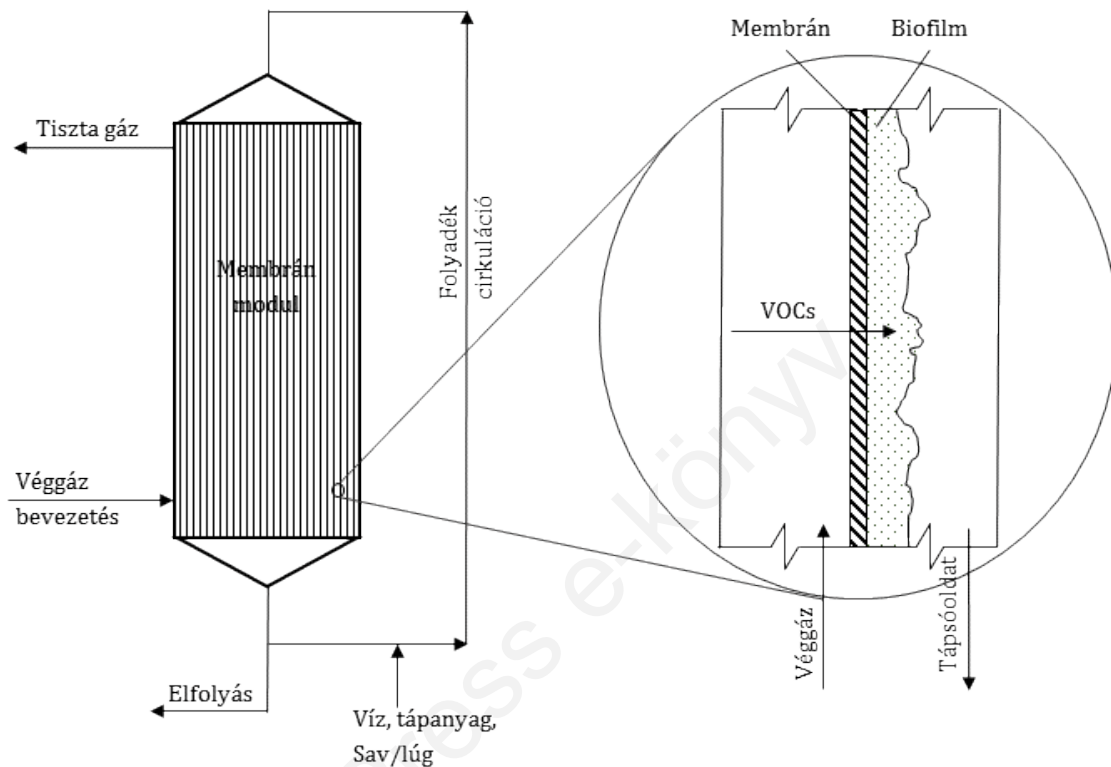


4.9. ábra. Permetezett bioszűrő elvi folyamatábrája

- **Membrán bioreaktorok**

A bioreaktor egy speciális fajtája a membrántechnikával kombinált bioreaktor, vagy más néven membrán bioreaktor. A 4.10. ábrán a membrán bioreaktor elvi folyamatábrája és egy membrán-részlet nagyított formában látható. A membrán modulban nagyszámú membrán van beépítve, melyek különböző típusúak (cső- és síklapmembránok) és különböző tulajdonságúak (poláris vagy hidrofób membránok) lehetnek. Üzembe helyezés előtt létre kell hozni a membrán egyik oldalán a hozzákapcsolódó biofilmet, mely kialakítása érdekében mikroorganizmusokkal beoltott tápanyagban gazdag folyadékot keringtetnek a membrán megfelelő oldalán. Véggáz tisztítás során a biofilmmel bevont oldalon tápsóoldatot keringtetnek, a másik oldalon pedig a VOCs-et tartalmazó tisztítandó gáz áramlik. A gáz halmazállapotú szerves szennyezőanyagok számára a membrán átjárható, azon átjutva a biofilmben kerülnek lebontásra. A mikroorganizmusok

szénforrása így biztosított, illetve szükség esetén a cirkuláló tápsóoldaton keresztül kiegészítésre kerülhet. A folyadékfázis megfelelő összetételének biztosítása mellett, gondoskodni kell az oxigén ellátottságról, illetve a pH és a hőmérséklet szabályzásról egyaránt. Mindezek megvalósítása a folyadékfázis egy külön tartályban való kondicionálásával történik.

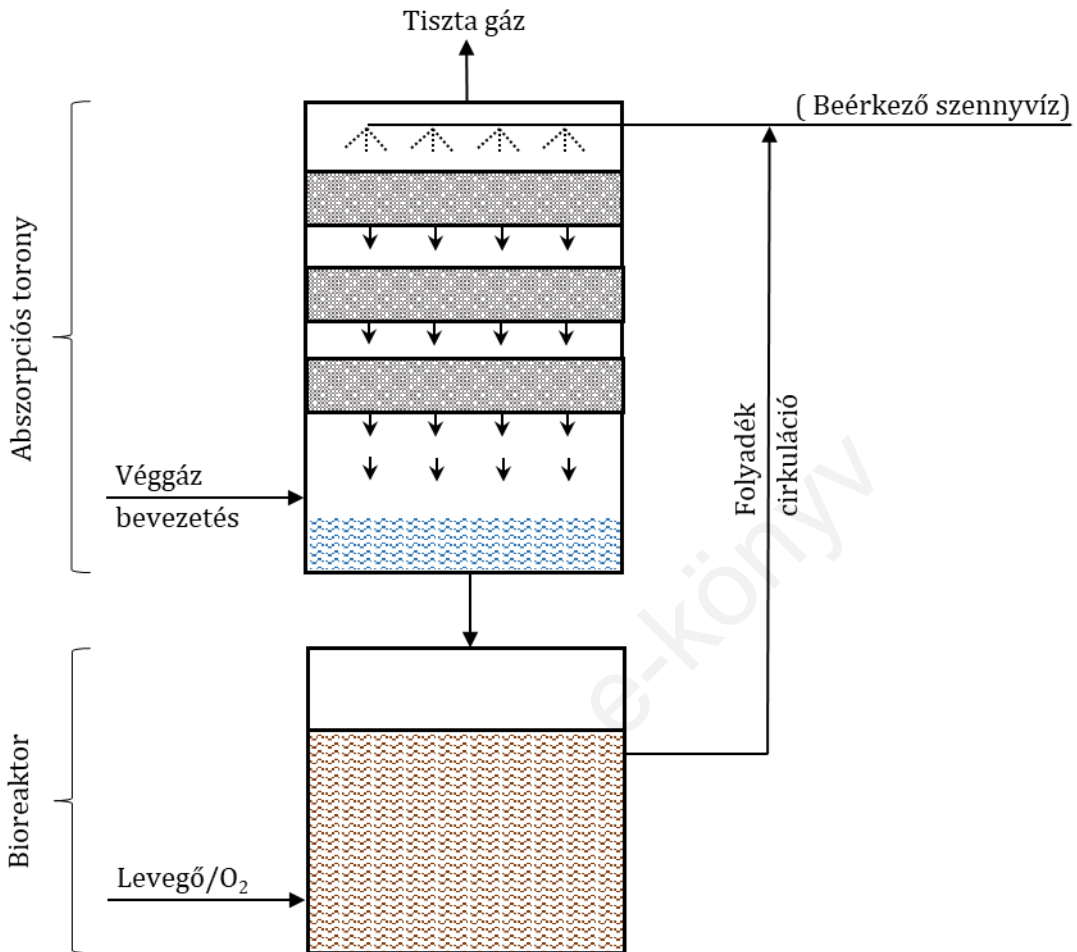


4.10. ábra. Membrán bioreaktor elvi folyamatábrája

- **Biológiai gázmosó (biomosó)**

A biomosó (4.11. ábra) a bioszűrőtől és a bioreaktortól alapvető eltérést mutat a mikroorganizmusok berendezésben való elhelyezkedésében. Az előzőekben láthattuk, hogy a mikroorganizmusok a bioszűrőben és a bioreaktorban kötött állapotban lévő biofilmben vannak jelen, ellenben a biológiai gázmosóban, ahol szuszpendált állapotban pelyhek formájában találhatóak meg. A biomosó két reaktorból áll, az abszorpciós toronyból és egy eleveniszapos egységből. Az abszorpciós torony alján kerül bevezetésre a tisztítandó véggáz, a tetején pedig az ellenáramban mozgó folyadék. Az abszorbens az általa megkötött szerves anyagokkal együtt lép be a második reaktorba, ahol a vízben lebegő mikroorganizmus pelyhek a szennyezőanyagokat biológiai oxidáció révén széndioxiddá és vízzé alakítják. A 4.11. ábrán látható, hogy a bioreaktorból kifolyó folyadékot az abszorpciós oszlopban a véggázzal ellenáramban cirkuláltatják. Az eddigiekben láthattuk, hogy az illékony szerves vegyületekkel terhelt levegő biológiai kezelése megköveteli a szennyezők gázfázisból vizes fázisba történő transzportját. Azonban a

VOCs-nak gyakran igen csekély a vízoldhatóságuk, az adalékanyagként hozzáadott oldószer pedig nem vízoldható, így szükségszerű a tisztítási technológiák fejlesztése.



4.11. ábra. Biológiai gázmosó elvi folyamatábrája

A hidrofób, illékony szerves vegyületek kezelésére megoldást jelenthet a módosított bioszó, melyben a szennyező anyag abszorpciója vízből és szilikonolajból álló folyadék keverékben történik meg. Miután a VOC fokozatosan átoldódik a szerves fázisból a vizes fázisba, ahol megtörténik a biológiai oxidáció (Dumont et al., 2010).

4.3. KÉN-DIOXID KIBOCSÁTÁS CSÖKKENTÉSÉNEK TECHNOLÓGIAI LEHETŐSÉGEI

Napjainkban a világ energiatermelésének vezető energiaforrása az olaj, melyet a sorban a szén követ. A szén a világ energiatermelésének 41%-át biztosítja a megtermelt 1700 gigawatt [GW_e] energia révén.

A jövő tekintetében, amennyiben nem várható bevezetésre kerülő új politikai döntés, a szén-alapú energiatermelésre vetített globális igény több mint 30%-os növekedése várható, mely Kína tekintetében közel 50%-os igényt jelent.

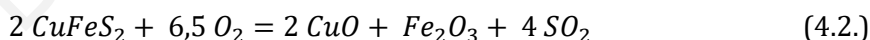
A szén-tüzelésű energiatermelés miatti növekvő nemzetközi aggodalom egyrészt a Föld atmoszférájában érzékelhető megnövekedett üvegházhatás miatt, másrészt pedig a szén-alapú erőművek emissziós eredményei alapján értelmezhető. A különböző energiatermelő ágazatok szén-dioxid (CO₂) kibocsátását összehasonlítva megállapítható, hogy a szén-tüzelésű energiatermelés átlagosan sokkal nagyobb CO₂ kibocsátással jár egységnyi megtermelt energiára vetítve, mint másfajta energiatermelés. A világon lokalizálható szén-alapú termelés emissziós adatainak - mint például a kén-dioxid, a nitrogén-oxidok és a részecskék - tekintetében pedig érdemes tüzetesen megvizsgálni az érintett területeket illetve a közösségeket (Burnard and Jiang, 2014).

4.3.1. A levegő kéntartalmának problematikája

Kén-dioxid (SO₂)

Színtelen, szúrós szagú, köhögésre ingerlő, vízben jól oldódó gáz. Élő szervezetekre erősen mérgező hatású, néhány század százaléknyi mennyiséget belélegezve az alsó légutak nyálkahártyáját, nagyobb koncentrációban a szem és a felső légutak nyálkahártyáját izgatja és légzési nehézségekkel járó mérgezési tüneteket produkál, míg tisztán belélegezve halált okoz. Zavarja a fehérje anyagcserét, izgatja az idegvégződéseket. Különösen érzékeny rá a növényzet.

A SO₂ kibocsátás körülbelül 60-70%-a antropogén forrásból származik. Igen jelentősnek mondható a természetes forrásból származó SO₂ kibocsátás (30-40%), mely részben vulkáni tevékenység során kerül a légkörbe, részben pedig biológiai folyamatok során képződő egyéb kénvegyületek (H₂S, (CH₃)₂S) légköri oxidációjának eredményeként. A kén-dioxid természetes háttér-koncentrációja 1 ppb. Az antropogén eredetű kibocsátások között a fosszilis tüzelőanyagok égetése és a színesfém kohászat játszik nagy szerepet. A szulfidos ércekből (PbS, ZnS, CuFeS₂) történő színesfém előállítás során az érc kéntartalma SO₂-dá oxidálódik, és a füstgázba kerül. Az 4.2. egyenlet a réz kalkopiritből történő előállításának egyik jellemző reakcióját mutatja be.



A SO₂ molekuláris oxigénnel vagy fotokémiai oxidáció során SO₃ molekulákká oxidálódik, mely vízben kénsavvá alakul, így jelentős szerepe van a savas eső kialakulásában. Megjegyzendő, hogy a molekuláris oxigénnel végbemenő oxidáció nem számottevő, sokkal valószínűbb a kén-dioxid valamely oxidáló ágens (NO₂, OH, O₃) jelenlétében történő SO₃-dá alakulása.

A kén-dioxid emisszió csökkentés nagyon fontos a környezet elsavasodásának mérséklése és az egészségügyi kockázat miatt egyaránt. A kén-dioxid kibocsátás redukálása a tüzelőanyag kéntartalmának csökkentésével (pl. gázolaj kéntelenítése hidrodeszulfurizálással), vagy a füstgáz tisztításával lehetséges. A SO₂ füstgázból való eltávolítása nedves, félszáraz, vagy száraz technológiákkal történhet, melyek során a savas karakterű SO₂ eltávolításához többnyire lúgos közeget alkalmaznak. A Mátrai

Erőműben például a füstgázhoz vizes mészkő szuszpenziót permeteznek a mosótoronyban. Az eljárás mellékterméke a gipsz, melyet az építőipar hasznosít.

4.3.2. Kén-dioxid kibocsátás csökkentése a tüzelőanyag kéntartalmának csökkentésével

A tüzelőanyagokban a kéntartalom szerves-, és szervetlen vegyületek formájában, valamint elemi kénként fordulhat elő. Szokás még a kéntartalmat a vegyületek égési sajátságai alapján éghető- és hamukénre osztani. Az éghető kén-tartalmat a szerves kénvegyületek és kis mértékben a piritkén adják. Égés során a kén oxidációja révén többnyire kén-dioxid keletkezik, és kisebb mennyiségben kén-trioxid a tüztérben megtalálható oxidáló ágensek reakciója révén (4.3 egyenlet).



A keletkező kén-trioxid és az összes képződő kénoxidok aránya függ a légfeslegetényezőtől is (Gács and Katona, 1998).

A tüzelőanyag éghető kéntartalma sem jut teljes egészében kén-dioxidként a füstgázba, ugyanis a hamuban megtalálható bázikus tulajdonságú vegyületekkel (Ca-, Mg-, K-, és Na-vegyületek) közvetlenül elreagálhat. A kén-dioxid kibocsátás csökkentése érdekében a égetést megelőzően két megoldás jöhet számításba, az egyik, hogy alacsony S-tartalmú tüzelőanyag kerül felhasználásra, a másik megoldás pedig a magas kéntartalmú tüzelőanyagok tisztítása lehetne. Erre példa az olajfinomítókban előállított nagyon alacsony kéntartalmú (VLSC = very low sulphur content) motorhajtó anyagok és fűtőolaj előállítása. A szénből való kéneltávolítás is megvalósítható, hatásfoka azonban rossz és igen költséges folyamat.

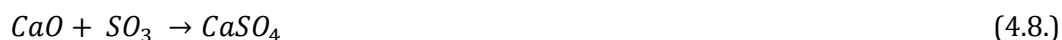
4.3.3. Kén-dioxid kibocsátás csökkentése tüzelés közbeni kénleválasztással

Az elmúlt évtizedek során számos olyan megelőző technológia került kifejlesztésre, melyek megakadályozzák a SO₂ képződését, pontosabban a füstgázba kerülését az égési folyamat során, azonban eddig közülük csak néhány került széles körű kereskedelmi felhasználásra. A tüztéri kénleválasztás legjelentősebb fejlesztései a fluidágyas kazánok alkalmazásánál (Fluidised Bed Combustion -FBC) és az integrált elgázosító kombinált ciklusú erőműveknél (Integrated Gasification Combined Cycle - IGCC) valósultak meg.

Fluidágyas kazánok

A fluidágyas kazánokban szén-alapú elektromos áram termelést valósítanak meg. Ezekben a kazánokban az égési primer levegőt a tüztér alján vezetik be, amely fluidizált állapotba hozza az ágyanyagot alkotó port. Az ágyanyag körülbelül 98%-a inert anyag (homok vagy hamu), ebbe adagolják a szenet és a mészkőlisztet, mely szintén fluidizált állapotba kerül. Az elektromos áram termelés gőzturbinákkal történik, amelyek meghajtásához szükséges gőzt a fluidágyba beépített hőcserélő segítségével állítják elő. A fluidágyba betáplált mészkőlisztet a tüztéri kénleválasztás megvalósításához adagolják a

rendszerhez, ugyanis a mészkő reakcióba lép a savas karakterű SO₂-dal, megakadályozva annak a füstgázba kerülését. Körülbelül 850 °C hőmérsékleten direkt (4.4. egyenlet) és indirekt kénmegkötési folyamatok mennek végbe (4.5.-4.8. egyenletek), melyek közül az utóbbi a meghatározó.



A közvetett kénmegkötési folyamatok első lépéseként a mészkőpor kalcinálódása megy végbe, ahogy az a 4.5. egyenlet alapján látható, majd a keletkező CaO a szemcse pórusaiba bediffundáló SO₂-dal vagy kén-trioxiddal reakcióba lép. A szulfát képződése kén-dioxid esetén két (4.6. és 4.7. egyenletek), kén-trioxid esetén (4.8. egyenlet) egy lépésben megy végbe. A kén-dioxid megkötése során képződő reakció termékek a viszonylag alacsony égési hőmérsékleten szilárd halmazállapotúak, mely révén biztosított a megkötött SO₂ hamuba kerülése és eltávolítása. A CaO pórusai gyors eltömődésének elkerülésére mészkő helyett dolomit is adagolható a kazánba.

A fluidágyas kazánok alkalmazásával 80-90%-os SO₂ eltávolítás valósítható meg. Ennek a rendszernek két fő hátránya van, az egyik hogy nagy mennyiségű mészkő szükséges (hozzávetőleg kétszer annyi, mint egy meszes abszorpciós füstgáz kéntelenítő rendszernek ugyanolyan SO₂ eltávolítás mellett), a másik pedig, hogy nagy mennyiségű szilárd alkáli hulladék termelődik, amelyik elhelyezéséről gondoskodni kell. A nagyobb mennyiségű mészkőigény abból adódik, hogy a kalcinálódott mészkőszemcse belseje szinte mindig kihasználatlan marad a pórusok eltömődése miatt, így a mészkövet feleslegben kell adagolni.

Integrált elgázosító kombinált ciklusú erőművek

Az integrált elgázosító kombinált ciklusú (IGCC) széntüzelésnél a szenet oxigénnel és vízgőzzel reagáltatják és döntően szén-monoxidból és hidrogénből álló fűtőgáz keletkezik. Ezt a gázt megfelelő tisztítás után gázturbinában égetik el. A fejlődött hő jelentős részét gőzfejlesztésre használják, mely további elektromos energiát fejleszt. A szén elgázosítása során, annak kéntartalma hidrogén-szulfiddá alakul, mely könnyen eltávolítható és értékesíthető a vegyipar számára. A leggyakrabban cink bázisú (cinkferrit - ZnO és Fe₂O₃ keveréke = ZnFe₂O₄) regenerálható szorbenseket használnak.

A gáztermelési eljárásba integrált gáztisztítással az emisszió több mint 99%-kal csökkenthető. Az IGCC erőművek további előnye, hogy magas hatásfokkal rendelkeznek még rosszabb minőségű szenek felhasználása esetén is. Jelenleg néhány kísérleti erőmű üzemel az EU országokban, az USA-ban és Japánban.

4.3.4. Kén-dioxid eltávolítás kén-dioxidban gazdag füstgázokból

A szulfidos ércek feldolgozása során távozó füstgáz kén-dioxid koncentrációja függ az alkalmazott eljárástól és a kohóban való tartózkodási időtől, ennek megfelelően tág határok között (2-40%) változhat. Az így képződő SO₂ kénsavvá történő gazdaságos átalakítása a 4.9. és 4.10. egyenletek alapján értelmezhető.



A 4.9. reakció egyensúlyra vezető, exoterm folyamat, mely következményeként a reakció alacsonyabb hőmérsékleten a felső nyíl irányába nagyobb konverzióval megy végbe, mint magasabb hőmérsékleten. Ennek megfelelően a gyakorlatban a reakciót három vagy négy részre szeparált katalizátor ágyon hajtják végre, melyek között hűtést alkalmaznak. A folyamat során az előzetesen lehűtött körülbelül 420 °C-os gázt táplálják be az első katalizátor ágyba, ahol a reakció eredményeképpen a hőmérséklete megnő. Az első három katalizátor ágyat elhagyó gázt le kell hűteni, mielőtt a következő ágyra vezetnék. Az utolsó ágyról távozó gáz hőmérséklete 425 °C-os, mely az egyensúlyi hőmérséklethez közeli érték. Ezzel a módszerrel a beérkező SO₂ körülbelül 98%-os konverzióval alakítható kénsavvá.

4.3.5. Kén-dioxid eltávolítás kén-dioxidban szegény füstgázokból

Számos ipari folyamat során az eltávozó füstgáz tipikus SO₂-tartalma körülbelül 0,1% vagy 1000 ppm SO₂, amely túl alacsony a SO₂ kénsavvá történő gazdaságos átalakításához.

A füstgázból a SO₂ eltávolítására alkalmas technológiákat három csoportba sorolhatjuk, megkülönböztetünk nedves, félszáraz és száraz eljárásokat. A nedves eljárások során a kén-tartalmú füstgázt folyékony oldószerben abszorbeálják. A vízben oldódó SO₂-ot a vízhez adagolt különböző vegyszerek kötik meg.

A füstgázok SO₂ mentesítésére széles körben alkalmazott módszer a füstgáz mosása finom eloszlású mészkőport tartalmazó vizes szuszpenzióval. Az füstgázból való SO₂ eltávolítást a füstgáz deszulfurizálásának nevezik (Flue Gas Desulphurization – FGD). A füstgáz deszulfurizáló rendszerek lehetnek regenerálhatóak, vagy nem-regenerálhatóak.

Meszes abszorpciós kénmentesítési technológia (nedves eljárás)

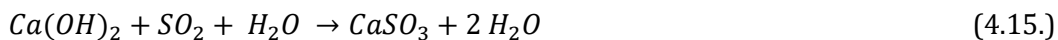
A legrégebbi eljárások egyike az összetört mészkővel vagy mésztejjel lúgosított víz alkalmazása a kén-dioxid megkötésére. A mészkővel a kénmegkötés a 4.11.-4.14. reakciók alapján megy végbe.





A füstgázban lévő kén-dioxid reagál a vizes szuszpenzióban lévő mészkővel, amely eredményeként kalcium-szulfid képződik. A kalcium-szulfid pedig a bevezetett levegő oxigénjének hatására kalcium-szulfáttá oxidálódik.

A mésztejes eljárás során a mészhidrát köti meg a füstgáz kén-dioxid tartalmát (4.15. egyenlet).



Az eljárás során a belépő gáz SO_2 koncentrációja 2500 ppm, a mészfogyasztás 800-900 kg $\text{Ca}(\text{OH})_2 \text{ h}^{-1}$. A füstgáztisztítási technológia alkalmazásával 90-95%-os kéntelenítési hatásfok érhető el. A keletkező termék 95%-os $\text{CaSO}_4 \cdot 2 \text{H}_2\text{O}$, mely a többletvíz eltávolítása után az építőipar számára (gipsz vagy gipszkarton) értékesíthető.

Tengervizes abszorpciós kénmentesítési eljárás (nedves eljárás)

Az eljárás során mosófolyadékként tengervizet használnak, kihasználva annak természetes lúgosságát (pH értéke 7,5 és 8,4 közé esik) a savas karakterű gázok megkötésére. A tisztítandó füstgázt egy abszorpciós toronyba vezetik, ahol a tengervízzel ellenáramban érintkeztetik. A folyamat során a SO_2 abszorbeálódik a tengervízben, miközben le is hűl. Az eljárás eredményeképpen a víz pH-ja nagymértékben lecsökkenhet, így a tengerbe való visszavezetés előtt vízkezelés, pH beállítás szükséges. Ennek megvalósítása nagyon egyszerűen további „friss” tengervíz hozzákeverésével történik. Továbbá levegő bevezetésével biztosítják, hogy az abszorbeálódó SO_2 szulfáttá alakuljon, valamint, hogy a tengervíz oxigénnel telítődjön. Ezt követően a tengervíz a tengerbe visszavezethető. Az eljárás nagy előnye, hogy egyszerű, megbízható, kicsi a fenntartási költsége és a SO_2 akár 99%-át el tudja távolítani a füstgázból. Ugyanakkor komoly hátrányt jelent, hogy a tengerbe visszavezetett elhasználdott tengervíz megnövekedett klorid-tartalmú és nehézfémekkel terhelt (Nevers, 2017).

Wellman-Lord eljárás (nedves eljárás)

A Wellman-Lord eljárás két fő lépésből áll, egy abszorpciós és egy regenerációs lépésből. Az abszorpciós lépés során a tisztítandó gáz először egy előmosóba kerül bevezetésre, ahol eltávolítják belőle a hamut, a hidrogén-kloridot, a hidrogén-fluoridot és a SO_3 -ot. Az időközben lehűlt gázt vezetik be az abszorpciós toronyba. Az abszorpciós torony tetején porlasztják be az abszorbensként alkalmazott nátrium-szulfid oldatot, az alján pedig a tisztítandó gázt. Az ellenáramú érintkeztetés eredményeként a SO_2 elreagál a nátrium-szulfittal nátrium-biszulfidot eredményezve. Az abszorber alján összegyűlő biszulfidos mosófolyadékot a bepárlóba táplálják. A bepárlóban játszódik le az abszorbens regenerálása, úgy, hogy a bepárlás során keletkező kristályzagyot (Na_2SO_3) elválasztják az anyalúgtól, majd a kristályos Na_2SO_3 az oldó-tartályba jut és oldatként kerül vissza az abszorberbe. A bepárlóból távozó vízgőz körülbelül 10% SO_2 -ot tartalmaz. A vízgőz

kondenzáltatása után a SO₂ tartalom ~60%-ig növelhető. A kondenzált vizet a nátriumszulfit-oldó tartályba vezetik, így az oldatban lévő SO₂-t is hasznosítják.

LIFAC eljárás (félszáraz eljárás)

A LIFAC eljárásnál a kazán magasabb hőmérsékletű részein mészkövet fűjnek be a tüztérbe, ami következtében a fluidágyas kazánoknál ismertetett reakciók (4.4.-4.8. egyenletek) játszódnak le. A kénmegkötés azonban ebben a berendezésben alacsonyabb hatásfokkal megy végbe a rövid tartózkodási idő miatt. Ennek kiküszöbölésére a kazán alacsonyabb hőmérsékletű helyein (~200 °C) vizet fecskendeznek a füstgázba, mely reagálva a mészkőből keletkezett CaO-dal, kalcium-hidroxidot képez (4.16. egyenlet). A bázikus mészhidrát pedig megköti a füstgázban még jelenlévő savas karakterű kén-dioxidot (4.17. egyenlet). Ezek mellett még a kalcium-szulfit oxidációja is végbemehet, mely azt eredményezi, hogy a füstgáztisztítás során a CaSO₃ mellett CaSO₄ is keletkezik (4.18. egyenlet). A folyamat során keletkező száraz kalcium-szulfit, kalcium-szulfát és az el nem reagált kalcium-hidroxid a pernyével együtt a pernyeleválasztóban kerül leválasztásra.



Az eljárás hátránya a nedves eljáráshoz képest, hogy alacsonyabb kénleválasztást tesz lehetővé, nagyobb mészkőfelhasználás mellett, illetve hogy a keletkező termék nem értékesíthető, szakszerű deponálásáról gondoskodni kell. Nagy előnye viszont, hogy nagyon egyszerű és üzembiztos rendszer, a füstgáz a tisztítás során nem hűl le túlságosan így nincs szükség a felmelegítésére, valamint, hogy utólagosan is könnyen beépíthető a meglévő erőművekbe.

Fläkt eljárás (félszáraz eljárás)

A Fläkt eljárás során a kénmegkötés a kazánon kívül egy külön kénmegkötő reaktorban történik, ahol a megkötésre kalcium-hidroxidot használnak. A kénleválasztást megelőzően a füstgázból elektrosztatikus porleválasztóban leválasztják a pernye körülbelül 90-95%-át. Majd a porleválasztóból távozó füstgázt ellenáramban vezetik be a kénleválasztó reaktor tetején bepermetezett mészhidrát és a recirkuláltatott végtermék szuszpenziójával. A mészhidrát megköti a SO₂-ot miközben kalcium-szulfit keletkezik, amelyből a víztartalom a reaktortérben elpárolog, és így száraz reakciótermék keletkezik, melyet végül zsákos szűrőkön választanak le a füstgázból. A Fläkt technológia kivitelezése bonyolultabb és drágább, mint a Lifac, és nagyobb üzemeltetési költséggel jár.

Reinluft eljárás (száraz eljárás)

A Reinluft eljárás reaktora két részből áll, az adszorberből és a regenerálóból. A füstgázt először lehűtik 150 °C-ra, majd bevezetik az aktív szén szorbenst tartalmazó adszorber

alsó részébe. Az aktív szén megkötö a kén-dioxidot, mely levegő hatására először kén-trioxidá alakul, majd a füstgázban jelenlévő vízgőzzel reagálva kénsavat képez (4.19. egyenlet).



A tisztított füstgáz a torony tetején lép ki, a kénsavval telített aktív szén pedig a torony deszorber részébe vándorol, ahol az aktív szén regenerálása körülbelül 400 °C hőmérsékleten történik. A deszorpciót követően a kénsav kén-trioxidra és vízre bomlik. A kén-trioxidot az aktív szén kéndioxidá redukálja, amelyet a kénsavüzemben dolgoznak fel.

Bergbau-Froschung eljárás (száraz eljárás)

A füstgáz a mozgó aktív kokszt ágyon keresztirányban áramlik át, miközben a kén-dioxid adszorbeálódik és kénsavvá alakul. A kokszt az adszorber alja felé vándorol, miközben telítődik, majd a regenerálóba kerül, ahol forró homokkal keverve körülbelül 650 °C-ra melegszik. Ezen a hőmérsékleten megtörténik a kénsav deszorpciója, bomlása és a bomlás során képződő SO₃ redukciója is. A deszorberből nyert körülbelül 20 tf%-os SO₂ gázt elemi kénné alakítják (4.20. egyenlet) egy darabos szénrel töltött reaktorban.



4.4 NITROGÉN-OXIDOK ELTÁVOLÍTÁSA

4.4.1. A nitrogén-oxidok (NO_x) problémájának áttekintése

A nitrogén-monoxidot (NO) és a nitrogén-dioxidot (NO₂) együttesen nitrózus gázoknak (NO_x) nevezzük. A NO színtelen, szagtalan, vízben rosszul oldódó, mérgező gáz. Igen reakcióképes, a levegő oxigénjével nitrogén-dioxidá oxidálódik (4.21. egyenlet), mely folyamat UV sugárzás hatására fokozottan felgyorsul.



A NO₂ vörösbarna színű, szúrós szagú, erősen toxikus anyag. Említést érdemel még a nitrogén-oxidjai közül a dinitrogén-oxid (N₂O), mely színtelen, édeskés illatú és ízű, nem toxikus, rendkívül stabil gáz.

A dinitrogén-oxidból és a NO_x-ből képződő nitrátok hosszú ideig megmaradnak az atmoszférában, így kellőképpen szét tudnak terjedni, amely eredményeként nemcsak regionális, hanem kontinenseken átívelő globális környezeti hatásuk van. A legfőbb globális hatás az üvegházhatás erősítése és az ózonréteg pusztítása. A globális felmelegedéshez a N₂O közvetlen (nagyon erős üvegházhatású gáz), a NO₂ közvetett (a talaj közeli ózontermelés) módon járul hozzá. Az ózonréteg pusztítását a NO okozza, azonban ennek sztratoszférikus forrása valójában a N₂O. A kibocsátó forrás környezetében kialakuló regionális hatás közül a fotokémiai szmog és a földfelszín elsavasodása a legjelentősebb. A nitrogén-oxidok közvetlenül vagy közvetve az emberi

egészséget is veszélyeztetik. A NO_x belélegezve akadálytalanul jut a tüdőbe, ahol hosszabb idő elteltével hörgőgyulladást, bronchitist okoz.

A nitrogén-oxidok természetes és antropogén módon kerülhetnek a légkörbe. Legjelentősebb természetes forrás a talaj és felszíni vizek mikro-organizmusainak tevékenysége és a villámlások. Közvetlen antropogén forrás például a fosszilis tüzelőanyagok égetése közlekedési eszközökben és erőművekben, közvetett forrás a túlzott nitrogén műtrágyázás.

4.4.2. Nitrogén-oxidok keletkezésének lehetőségei tüzelés során

Az erőművek füstgázaiban, valamint a belsőégésű motorok véggázaiban megjelenő nitrogén oxidok túlnyomó része (kb. 80%) NO. A nitrogén-monoxid keletkezés szempontjából háromféle lehet: termikus, tüzelőanyag és indukált NO.

Termikus NO

A termikus NO magas hőmérsékleten ($T > 1700$ K) a betáplált levegőben lévő N₂ és O₂ között lejátszódó reakcióban keletkezik. A reakció mechanizmusát Zeldovich ismerte fel (4.22. és 4.23. egyenletek).



A reakció elindításához atomos oxigén szükséges, mely magas hőmérsékleten az O₂ molekula termikus disszociációjával képződik.

Tüzelőanyag NO

Tüzelőanyag NO alatt azt a NO-ot értjük, mely a tüzelőanyagban lévő nitrogéntartalmú vegyületek oxidációjával képződik, homogén, illetve heterogén (hamu) oxidációs reakciós reakciók révén. A reakció független a láng hőmérséklettől és az oxidálódó szerves vegyület jellegétől. Abban az esetben, ha a láng tüzelőanyagban szegény, a tüzelőanyag nitrogénje nagy hatáskkal NO-dá alakul, vagyis a nitrodén-monoxid keletkezése az égési folyamat végén válik számottevővé. Ez másként megfogalmazva azt jelenti, hogy redukáló lángokban a NO képződése visszaszorul.

Indukált NO

Az indukált NO képződéséhez szükséges, hogy tüzelőanyag felesleg legyen és a hőmérséklet gradiens igen nagy legyen kis távolságokon belül. A krakkoló szénhidrogén láncokból képződő agresszív gyökök a molekuláris nitrogén kötéseit felszakítva HCN (átmeneti termék) képződését eredményezik. A HCN-ban kötött nitrogén kémiaiilag úgy viselkedik, mintha eredetileg tüzelőanyagban kötött lett volna, vagyis oxidációja révén NO keletkezik.

4.4.3. NO_x kibocsátás csökkentésének lehetőségei (DENOX technológiák)

A DENOX technológiák két nagy csoportba sorolhatóak, az elsődleges (vagy közvetlen) eljárásokra, melyek a nitrogén-oxidok keletkezésének meggátolására irányulnak és a másodlagos (közvetett) módszerekre, melyek célja a véggáz kezelés, vagyis a technológiában képződő NO_x mennyiségének redukálása.

Primer eljárások

Az elsődleges eljárások az égés szabályozása köré csoportosíthatóak. A nitrogén-oxid keletkezése meggátolható, ha a keletkezéséhez szükséges valamelyik feltétel nem biztosított. Ennek megvalósítása például az égési hőmérséklet csökkentésével, az oxigénkoncentráció csökkentésével, a lángban létrejövő gyors hőmérsékletváltozás csökkentésével, a tüzelőanyag nitrogéntartalmából képződő ammónia oxidációjának meggátolásával érhető el.

Az elsődleges megoldások másik módja, ha a tüztérben olyan feltételeket biztosítunk melyek a NO redukcióját helyben elősegítik. Ilyen tényező lehet például, ha biztosított a tüztérben a magas CO koncentráció, ugyanis a CO a NO-t redukálni képes. Ugyancsak jó eredményre vezet a félig kiégetlen szén szemcsék megnövekedett mennyisége a tüztérben, mivel a karbon-szemcse felületén a NO könnyen disszociál. Fluidágyas tüzelésnél ez a folyamat fokozható az ágyanyag és a keletkező égési termékek intenzívebb keveredésével, mely elősegíti a szén szemcse és a NO találkozását a tüztérben.

Gyakorlatban alkalmazható elsődleges NO_x kibocsátást csökkentő eljárások például a:

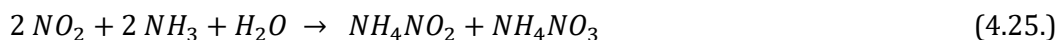
- levegő-előmelegítés csökkentése,
- a tüztérméret növelése,
- NO_x szegény égők alkalmazása,
- füstgáz recirkuláció megvalósítása,
- a többfokozatú égetés és
- a speciális sarokégő alkalmazása.

Szekunder eljárások

A másodlagos DENOX eljárások nedves vagy száraz füstgáz-tisztítási eljárások lehetnek.

Nedves eljárások

A nedves eljárásoknál a füstgáz tisztítása mosótornyokban valósítható meg. A szennyező komponens nedves eljárással való eltávolításának feltétele, a szennyező anyag mosófolyadékban való jó oldódása. Mivel a NO nem oldódik jól vízben, először NO₂-dá oxidálják (4.24. reakció), majd ammónia adagolása mellett mossák (4.25. reakció). A keletkező ammónium-nitrát és ammónium-nitrit vízben jól oldódik, így könnyen kimosható. Az eljárás előnye, hogy a nitrogén-oxidok eltávolítása mellett a SO₂ eltávolítása szimultán végbemegy.



Száraz eljárások

A NO_x kibocsátás csökkentésére irányuló száraz eljárások a füstgázban lévő nitogén-oxid redukálásán alapulnak. A redukációs eljárásoknak négy csoportját különböztetjük meg:

- nem-szelektív, nem-katalitikus redukció (NSNCR),
 - szelektív, nem-katalitikus redukció (SNCR),
 - nem-szelektív, katalitikus redukció (NSCR),
 - szelektív, katalitikus redukció (SCR).
- **Nem-szelektív, nem-katalitikus redukció (NSNCR)**

Az NSNCR-t nagy szénhidrogén felesleg alkalmazása mellett hajtják végre, ahol a feleslegben alkalmazott szénhidrogén a redukáló szer szerepét tölti be. A redukáló ágens először a véggázban lévő O₂-nel reagál, majd annak elfogyasztása után reakcióba lép a nitrogén-oxidokkal. A folyamat igen energiaigényes, ugyanis a reakció kivitelezéséhez körülbelül 750-800 °C hőmérséklet szükséges. Az eljárás hátránya, hogy a jelentős szénhidrogén felesleg azt eredményezi, hogy a tisztított véggázban számottevő szénhidrogén emisszióval kell számolni, mely miatt az eljárás alkalmazása nem terjedt el széles körben.

- **Szelektív, nem-katalitikus redukációs (SNCR) eljárás**

Az SNCR során ammóniát használnak redukáló szerként. Közvetlenül a füstgázba befújt ammónia nagy O₂-felesleg mellett a nitrogén-oxidokkal a 4.27. és 4.28. reakcióknak megfelelően reagál.



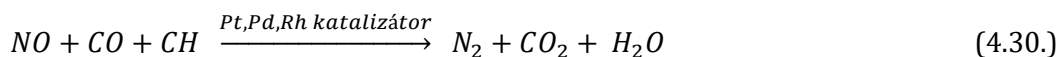
A reakció 850-1050 °C közötti szűk intervallumban alkalmazható optimálisan, ugyanis alacsonyabb hőmérsékleten a 4.27. reakció befagy, magasabb hőmérsékleten pedig az ammónia oxidációjával NO termelődése megy végbe (4.29. reakció).



Az eljárás nem alkalmazható mozgó források esetén, valamint szén-tüzelésű erőművekben sem. Az előbbi az ammónia tárolása, az utóbbi a hamu ammónia adszorpciója miatt nem megfelelő.

- **Nem-szelektív, katalitikus redukció (NSCR)**

Az NSCR módszer főként a gépjárművek konvertereinél alkalmazott eljárás. A három-utas katalizátorban három szennyező komponens a CO, a maradék szénhidrogén (CH) és a nitrogén-oxidok átalakítása megy végbe a 4.30. bruttó folyamat alapján.



A katalizátor Pt, Pd és Rh, mely komponenseket általában kerámiából készített monolitvázon rögzített $\gamma\text{-Al}_2\text{O}_3$ hordozóra viszik fel. A szennyező komponensek átalakítása 400-600 °C közötti hőmérsékleten sztöchiometrikus levegő/üzemanyag keverékarányánál megy végbe.

- **Szelektív, katalitikus redukció (SCR)**

Az SCR módszer jelentősége igen nagy, ez terjedt el legnagyobb mértékben az erőművekben. Ennél a szelektív módszernél a nitrogén-oxidokat ammóniával történő redukció révén alakítják nitrogénné és vízzé viszonylag alacsony hőmérséklet-tartományban. A reakció katalizátor segítségével megy végbe. Katalizátorként hordozós nemesfémeket (Pt, Pd), keverénoxidokat ($\text{V}_2\text{O}_5/\text{TiO}_2$), vagy módosított zeolitokat alkalmaznak. A módszer során, a megfelelően lehűtött füstgázba ammóniát adagolnak mielőtt a katalizátoron áthaladna. Az átalakulás a katalizátor töltet felületén megy végbe. A fő redukciós folyamatokat a 4.31. és 4.32. egyenletek írják le.



A katalizátor működése szempontjából a 350-370 °C a kedvező hőmérséklettartomány, alacsonyabb hőmérsékleten az ammónium-szulfát képződése, míg 400 °C fölött az ammónia oxidációja rontja az NO_x átalakítás hatásfokát. A szűk hőmérséklettartomány miatt a konvertert általában a kazán és a levegő-előmelegítő egység között helyezik el. A katalizátor élettartamának szempontjából egy olyan kapcsolási sorrend lenne az optimális, ahol a porleválasztó egység és a kéntelenítő is megelőzné az SCR-t, hiszen így a pernye koptató hatása kiküszöbölhető lehetne és a képződő SO_3 sem tenné tönkre a katalizátort.

FELHASZNÁLT SZAKIRODALOM:

- Burnard, K. and JIANG, J. (2014). *Emissions Reduction through Upgrade of Coal-Fired Power Plants*, IEA Publications, <https://www.iea.org/publications/freepublications/publication/PartnerCountrySeriesEmissionsReductionthroughUpgradeofCoalFiredPowerPlants.pdf>
- Child and Associate (2004) *M5 East Freeway: A review of emission treatment technologies, systems and applications*, NSW Roads and Traffic Authority.
- Cui, P.Q., Zhou, H.G., Li, C., Wu, S.P., and Xiao, Y. (2016) *Characteristics of using layered double hydroxides to reduce the VOCs from bituminous materials*, *Construction and Building Materials*, 123, pp.69-77.
- Dumont, E., Darracq, G., Couvert, A., Couriol, C., Amrane, A., Thomas, D., Andres, Y. and Cloirec, P. (2010) *Determination of partition coefficients of three volatile organic compounds (dimethylsulphide, dimethyldisulphide and toluene) in water/silicone oil mixtures*, *Chemical Engineering Journal*, 162, pp.927-934.
- Gács, I. and Katona, Z. (1998) *Környezetvédelem (Energetika és levegőkörnyezet)*, Műegyetemi Kiadó, Budapest.
- Halász, J., Hannus, I. and Kiricsi, I. (2012) *Környezetvédelmi technológia*, JatePress., Szeged.
- Kamal, M.S., Razzak, S.A., and Hossain, M.M. (2016) *Catalytic oxidation of volatile organic compounds (VOCs) – A*, *Atmospheric Environment*, 140, pp.117-134.
- Li, L., Wu, S., Liu, G., Cao, T. and Amirghanian, S. (2017) *Effect of organo-montmorillonite nanoclay on VOCs inhibition of bitumen*, *Construction and Building Materials*, 146, pp.429-435.
- Nevers, N. (2017) *Air pollution Control Engineering*, Waveland Press, Inc. Long Grove, Illinois.
- Ozturk, B. and Yilmaz, D. (2006) *Absorptive removal of volatile organic compounds from flue gas streams*, *Process Saf. Environ Prot.*, 84, pp.391-398.
- Üveges, A. (2011) *Polimer alapú nanorendszerek szintézise és vizsgálata* (PhD dolgozat), Debrecen.
- Üveges, A. (2017) *A levegő szennyezése és a szennyezés elleni védekezés*. Fórián, S. (eds.) *Települési Környezetvédelem*, Debreceni Egyetemi Kiadó, Debrecen, 89-108.
- Vaart, D.R., Vatvuk, W.M., and Wehe, A.H. (1991) *Thermal and Catalytic Incinerators for the Control of VOCs*, *Journal of the Air and Waste Management Association*, Vol.41, No.1, pp.92-98.

5. TELEPÜLÉSI SZILÁRD HULLADÉKOK KEZELÉSE SORÁN ALKALMAZOTT TECHNOLOGIÁK

5.1. A TELEPÜLÉSI SZILÁRD HULLADÉKOK JELLEMZŐI

Települési szilárd hulladéknak a háztartási és a háztartási hulladékhoz hasonló szilárd halmazállapotú hulladékokat tekintjük. Ez a hulladékáram alapvetően olyan nem folyékony halmazállapotú, rendkívül változatos összetételű (méret, anyagi jellemzők) hulladékokat tartalmaz, amelyek alapvetően a lakosság mindennapi életéhez, tevékenységéhez köthetően a lakóingatlanokon, vagy azok közelében termelődnek. Ide tartoznak azok a hulladékok is, amelyek közintézményekben, irodákban, termelő vagy szolgáltató létesítményekben, illetve közterületeken keletkeznek, viszont jellegükben és kezelésükben a ténylegesen háztartási hulladékokhoz nagyon hasonlóak.

Első pillantásra a települési szilárd hulladékok kezelése, ártalmatlanítása egyszerű és könnyen megoldható problémának tűnhet. Azonban ez koránt sincs így, hisz egy olyan hulladékáramról van szó, amely számos forrásból származik és nagyon különböző tulajdonságú anyagok keverékéből áll. Tovább nehezíti e hulladékáram kezelését, hogy a keletkezett hulladék mennyiségét és összetételét a lakosság fogyasztási szokásai, anyagi helyzete, életkörülményei, környezettudatossága, és egyéb tényezők is befolyásolják. A települési hulladékok kezelése egy önálló elemekből felépülő technológiai rendszert képez, mely a hulladékok gyűjtésétől egészen a hulladék hasznosításáig, illetve a nem hasznosítható komponensek ártalmatlanításáig tart (Tchobanoglous, Kreith and Williams, 2002).

A települési hulladékokat általánosságban nem tekintjük veszélyes hulladéknak, bár bizonyos háztartási hulladékok (elemek, gyógyszerek, festékek, tisztító-, fertőtlenítő szerek, növényvédő szerek csomagolóanyagai, stb.) tartalmazhatnak veszélyes összetevőket. Az ilyen hulladékokat a települési szilárd hulladékoktól elkülönítetten kell gyűjteni és a biztonságos kezelésükről, ártalmatlanításukról gondoskodni kell (Nathanson and Schneider, 2014).

Hazánkban a keletkezett települési szilárd hulladék mennyisége az utóbbi években fokozatosan csökkent (5.1. táblázat).

5.1. táblázat: Települési hulladékok mennyisége a 2009-2015 közötti időszakban

	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015
Települési hulladékok mennyisége (ezer tonna)	4 312	4 033	3 809	3 988	3 738	3 795	3 712

(Forrás: Eurostat)

Magyarország állampolgárai egy főre vetítve évente átlagosan közel 400 kg (377 kg/fő, 2015-ben) települési szilárd hulladékot termel, ami valamivel több, mint 1 kg napi mennyiségnek felel meg. A 2015-ben keletkezett 3,7 millió tonna települési szilárd hulladékból mindössze 21,4% (795 ezer tonna) származott szelektív gyűjtésből (KSH).

5.2. HULLADÉKOK GYŰJTÉSE, BEGYŰJTÉSE, SZÁLLÍTÁSA

A hulladékkezelési folyamat első szakasza, amelyen minden települési hulladéknak keresztül kell mennie. Gyakran a hulladékok feldolgozása és végső ártalmatlanítása jelenti a legnagyobb kihívást a települési hulladékok kezelése során. Azonban, a magas emberi munkaerő igény miatt a hulladékok gyűjtése, begyűjtése a legköltségesebb szakasz a hulladékkezelési folyamatban (Nathanson and Schneider, 2014).

Különbséget kell tennünk a gyűjtés és a begyűjtés között. A hulladékgazdálkodás fogalmi szerint a gyűjtés a termelő telephelyén történik, míg a begyűjtés az a tevékenység, amikor a hulladékkezelő a hulladékot a hulladék termelőtől vagy birtokostól rendszeresen (meghatározott időközönként) összeszedi és elszállítja a begyűjtőhelyre, a hasznosítás vagy ártalmatlanítás helyére. Begyűjtésnek minősül az is, amikor a hulladék kezelő a hulladékudvarban, a begyűjtőhelyen, illetve gyűjtőponton átveszi a hulladékot a hulladék birtokostól. A begyűjtést nem végezheti akárki, a begyűjtést végző gazdálkodó szervezetnek a gyűjtésre vonatkozóan hulladékgazdálkodási engedéllyel kell rendelkeznie (2012. CLXXXV. törvény).

A lakosság által termelt hulladék begyűjtését kizárólag a közszolgáltató végezheti, míg a termelő vagy szolgáltató tevékenységet végző vállalkozásoktól a termelődött hulladékot vagy a közszolgáltató, vagy szerződés alapján egy megbízott hulladékkezelő vállalkozás gyűjtheti be. A hulladékgazdálkodási közszolgáltatást igénybevétele a lakosság számára kötelező, és a szolgáltatásért cserébe hulladékgazdálkodási közszolgáltatási díjat fizet. A hulladékról szóló 2012. évi CLXXXV. törvény a települési önkormányzatok kötelező feladataként írja elő a hulladékkezelés közszolgáltatás megszervezését.

5.2.1. Hulladékok gyűjtése

A települési hulladékot az ingatlanhasználó a hulladék képződésének helye szerinti ingatlan területén, vagy a települési önkormányzat által kijelölt helyen, szabványos gyűjtőedényben vagy hulladékgyűjtő zsákban gyűjtheti (385/2014. Korm. rendelet). A gyűjtés magában foglalja a hulladék előzetes válogatását és előzetes tárolását is.

Gyűjtőedényes módszer

Települési hulladékok gyűjtéséhez a technológiai, egészségügyi és munkavédelmi szempontoknak megfelelően különböző méretű és kialakítású gyűjtőedények vannak használatban. A keletkező mennyiség és a gyűjtőterület mérete, elhelyezkedése, jellemzői szerint különböző térfogatú típusedények használatosak:

- hulladéktárolók: 50, 60, 70, 80, 110, 120, 240 l űrtartalommal,

- hulladékgyűjtő konténerek 660, 770, 1100 l űrtartalommal,
- nagyméretű hulladékgyűjtő konténerek 3-10 m³ űrtartalommal.

A kertes, családi házas övezetekben a 120 l-es, a belvárosi övezetekben a 240 l-es gyűjtőedényeket, a lakótelepeken, intézményekben az 1100 l-es konténereket alkalmazzák a leggyakrabban. Az 1100 l feletti konténereket főleg a közintézményekben, a kereskedelemben és a gazdasági társaságoknál használatosak (Rózsáné Szűcs and Simon, 2011).

A hulladékgyűjtő edények szerkezeti és formai kialakításánál számos szempontt figyelembe kell venni. Az elvárásoknak és előírásoknak minden tekintetben megfelelő edényzetek hosszú élettartamúak, időjárásállóak, a tartály minden eleme újra felhasználható, biztonságosan és könnyen mozgatható, továbbá könnyen tisztítható. A gyűjtőedények különböző színben készülhetnek, ami lehetővé teszi a hulladékok szelektív gyűjtése során az egyes komponensek különböző színű edényzetbe történő gyűjtését. A szabványszínek: a szürke, zöld, barna, kék, sárga és piros.

Zsákos módszer

A hulladékgyűjtés megvalósítható zsákos módszerrel is, amikor a hulladékot a keletkezés helyén műanyag vagy papír zsákokban gyűjtik, és így kerül elszállításra a hasznosítást vagy ártalmatlanítást végző telephelyre.

A zsákos módszer előnyei:

- a változó hulladékmennyiséghez rugalmasan igazítható,
- higiénikus, por- és bűzmentes,
- a zsákok a hulladékkal együtt hasznosításra-ártalmatlanításra kerülnek, így nem szükséges azok tisztítása, fertőtlenítése,
- olcsó, nem igényel speciális hulladékgyűjtő edényt és járművet,
- szelektíven gyűjtött hulladékok esetében jól alkalmazható,
- csúcsidőszaki hulladékok kezelése esetében jól alkalmazható.

A zsákos módszer hátrányai:

- nem alkalmazható minden hulladék típus gyűjtésére,
- a megtelt zsákok rövid időn belül el kell szállítani,
- a zsákok beszerzése költséges,
- a zsákok hasznosításáról, ártalmatlanításáról gondoskodni kell.

A zsákos módszer egyre inkább elterjedőben van mind a csomagolási hulladékok, mind a zöldhulladékok gyűjtésénél egyaránt. Ez a módszer különösen jól alkalmazható üdülőövezetekben, nyaralóknál az időszakosan és változatos mennyiségben termelődő települési szilárd hulladékok gyűjtésére (Rózsáné Szűcs and Simon, 2011).

Konténeres módszer

A konténerek különböző térfogattal készülhetnek acéllemezről (galvanikusan horganyzott) vagy műanyagból. A konténerek lehetnek zárt és nyitott kivitelűek. A nagyobb méretű konténerek (1,1 m³ feletti konténerek) elszállítása csere rendszerben történik, az attól kisebbeké pedig átürítéses rendszerben.

A konténeres gyűjtési módszer előnyei:

- a konténerekben darabos hulladékok is gyűjthetők,
- higiénikus, mivel a konténerek nem a helyszínen kerülnek ürítésre,
- rakodási, szállítási munkaerő igénye minimális (általában 1 fő elegendő).

A konténeres gyűjtési módszer hátrányai:

- speciális szállítójárművet igényel,
- gyakran csak a tömörítő berendezéssel ellátott edényzetek alkalmazása esetén gazdaságos.

A konténeres gyűjtés és szállítást elsősorban termelési hulladékok, építési-, bontási hulladékok illetve lom jellegű hulladékok gyűjtésénél alkalmazzák. Gazdaságos alkalmazásának egyik feltétele a hulladék feldolgozó-ártalmatlanító létesítmény viszonylagos közelsége, mivel a nagy távolságok a szállítási költségeket jelentős mértékben megnövelhetik.

A hulladékgyűjtő edényzetek térfogatának jobb kihasználása érdekében a hulladékokat már a gyűjtés során tömöríthetik. Az öntömörítő konténerek használatával a szállítás még gazdaságosabbá tehető. A hidraulikus tömörítő berendezés a laza hulladékot 1:5-1:8 arányban képes összetömöríteni (Rózsáné Szűcs and Simon, 2011).

5.2.2. Hulladékok begyűjtése, szállítása

A hulladék begyűjtése során a begyűjtést végző gazdálkodó szervezet a hulladékot a hulladékbirtokostól, illetve hulladékgazdálkodási létesítményekből összegyűjti, átveszi, majd azt hulladékkezelő létesítménybe szállítja. A települési szilárd hulladék begyűjtését minden esetben az adott településen, a hulladékgazdálkodási közszolgáltatás ellátásával megbízott vállalkozás végzi. Mielőtt tovább mennénk, fontos tisztázni ki is a közszolgáltató. A közszolgáltató: az a hulladékgazdálkodási közszolgáltatási tevékenység minősítéséről szóló törvény szerint (2013. évi CXXV. törvény) minősített nonprofit gazdasági társaság, amely a települési önkormányzattal kötött hulladékgazdálkodási közszolgáltatási szerződés alapján hulladékgazdálkodási közszolgáltatást lát el az adott területen.

A hulladékgazdálkodási közszolgáltatás körébe tartozó hulladék elszállítását zárható konténer vagy a kiporzást és kiszóródást megakadályozó, ideiglenes takarású konténer alkalmazásával, és az ezen feltételeket biztosító, az egyes hulladékfajták átvételére

alkalmas felépítménnyel rendelkező célgéppel, szállítójármúval kell végezni a környezet veszélyeztetését, szennyezését, károsítását kizáró módon (385/2014. Korm. rendelet).

A hulladékok begyűjtése és szállítása során kétféle gyűjtési rendszert különböztetünk meg:

- átürítéses
- és elhordásos rendszereket.

Az átürítéses rendszernél az ingatlantulajdonos vagy a hulladéktermelő a közszolgáltatást végző cég által a számára rendelkezésre bocsátott, szabványos gyűjtőedénybe gyűjti a hulladékot, amit a közszolgáltató rendszeresen (előre meghatározott napon) elszállít, és annak a további kezeléséről gondoskodik. Átürítéses rendszerben az 1,1 m³ térfogattól kisebb hulladékgyűjtő edényzetek és konténerek használatosak, amelyeket a megfelelő felépítménnyel és emelőszerkezettel rendelkező gyűjtőjármű felemel és a zárt hulladéktároló térbe ürít.

Az elhordásos rendszerben a hulladékgyűjtő zsákok, valamint a 1,1 m³ térfogattól nagyobb konténerek vannak használatban. A zsákban gyűjtött hulladékok elszállítása rendszeresen, gyakran a gyűjtőedények ürítésével megegyező napon történik. A konténerek elszállítása, illetve cseréje ezzel ellentétben történhet rendszeresen (pl. havonta), de gyakran a hulladéktermelő jelzi a hulladékkezelést végző vállalkozás felé, hogy a konténer megtelt, és kéri annak elszállítását illetve cseréjét. A konténer elszállítását követően a konténert kiürítik, és a tisztításáról gondoskodnak.

A begyűjtés és szállítás költségeinek csökkentésének egyik leghatékonyabb módja, ha a begyűjtési útvonalat optimalizáljuk. Az optimális útvonal hozzájárul ahhoz, hogy mind a munkaerőt, mind a járműveket a leghatékonyabban használjuk ki. Az optimális útvonal kiválasztásánál az alábbi szempontok figyelembevételre indokolt (Rada, Ragazzi and Fedrizzi, 2013; Nathanson and Schneider, 2014):

- A gyűjtőjárműveknek nem szabad kétszer végigmenni ugyanazon az útszakaszon, tehát a gyűjtési útvonalakat úgy kell megtervezni, hogy azok ne fedjenek át.
- A zsúfolt, forgalmas utakon kerülni kell, hogy a begyűjtés a reggeli vagy a délutáni csúcsforgalomban történjen.
- Dombvidéken lévő településeken törekedni kell, hogy az üzemanyag megtakarítás érdekében a gyűjtés lehetőség szerint a lejtés irányába történjen.
- A kiindulási hely legyen közel a jármű garázsához, a gyűjtés utolsó pontja pedig amennyire csak lehet, legyen közel a megtelt szállító jármű végső célállomásához (pl. az átrakóállomáshoz, égetőműhöz, feldolgozó létesítményhez, vagy hulladék lerakóhoz).

Az optimális útvonal megtervezéséhez manapság már számítógépes programokat használnak, melyek segítségével a hulladék jellemzők, a településszerkezet, a lakosság igényei és a gazdaságossági szempontok együttes figyelembevételével határozhatók meg a gyűjtőjáratok útvonalai.

Átrakóállomás

A hulladékbegyűjtés helye és a hulladékkezelő, ártalmatlanító létesítmény közötti nagy távolság esetén átrakóállomás létesítése szükséges. A hulladék a begyűjtést követően egy átrakóállomásra kerül, ahol azt a gyűjtőjárműből egy nagyméretű konténerbe ürítik, esetleg előkezelését megkezdi (válogatás, tömörítés, bálázás). Ezt követően egy nagyobb szállítóképességű járművel a hasznosítást vagy ártalmatlanítást végző létesítménybe juttatják (kétütemű gyűjtési-szállítási rendszer). Az együtemű gyűjtés-szállítás során a hulladék átrakás nélkül, közvetlenül kerül hasznosításra vagy ártalmatlanításra. Az együtemű gyűjtés-szállítás során a még gazdaságosan elvégezhető szállítási távolság körülbelül 20 km-re tehető, ettől nagyobb távolság esetén mindenképpen megfontolandó egy átrakóállomás létesítése és üzemeltetése (Nathanson and Schneider, 2014).

Az átrakóállomásra és a hulladék átrakására alapvetően a szállítási teljesítmény növelése és így a szállítási költségek csökkentése miatt van szükség. Átrakóállomás közbeiktatásával a nagyobb szállítási távolságok mellett is hatékonyabb és gazdaságosan végezhető a hulladékok begyűjtése és szállítása. Az 5.2. táblázat a Magyarországon üzemelő hulladékátrakó állomások regionális eloszlását és azok éves kapacitására vonatkozó adatokat foglalja össze.

5.2. táblázat: Magyarországi hulladékátrakók adatai (2016)

Terület	Üzemelő hulladékátrakók száma (db)	Átrakó kapacitása (tonna/év)
Közép-Magyarország (Budapest, Pest megye)	4	75000
Közép-Dunántúl (Fejér, Komárom-Esztergom, Veszprém megye)	5	170090
Nyugat-Dunántúl (Győr-Moson-Sopron, Vas, Zala megye)	7	269560
Dél-Dunántúl (Baranya, Somogy, Tolna megye)	10	346400
Észak-Magyarország (Borsod-Abaúj-Zemplén, Heves, Nógrád megye)	8	299250
Észak-Alföld (Hajdú-Bihar, Jász-Nagykun-Szolnok, Szabolcs-Szatmár-Bereg megye)	2	95500
Dél-Alföld (Bács-Kiskun, Békés, Csongrád megye)	4	60600

(Forrás: KSH, 2016)

5.2.3. Hulladékok szelektív gyűjtése

A hulladékok hasznosításának első lépése a hasznosítható hulladékok (papír, műanyag, üveg, fém, szerves) szelektív gyűjtésének megszervezése. Az újrahasznosítási program sikeréhez a lakosok bevonása elengedhetetlen (Leverenz, Tchobanoglous and Spencer, 2002; Vicente and Reis, 2008). A lakosokat el kell látni a hulladékok hasznosítására vonatkozó szükséges információkkal, és bátorítani kell őket, hogy mettől többen vegyenek részt az újrahasznosítási programban. Emellett nagyon fontos, hogy a közszolgáltató több alternatívát kínáljon a szelektív gyűjtés megvalósítására, és ezek az alternatívák igazodjanak a lakosok igényeihez (Bernstad, 2014).

Hulladékgyűjtő sziget

Sokáig a közterületeken kialakított gyűjtősziget volt a legáltalánosabban alkalmazott szelektív hulladékgyűjtési módszer Magyarországon.

Hulladékgyűjtő sziget: különböző fajtájú, hasznosításra alkalmas hulladék elkülönített gyűjtésére és a közszolgáltatónak történő átadására szolgáló, felügyelet nélküli, közterületen kialakított, folyamatosan a lakosság rendelkezésére álló hulladékgyűjtő pont, amelyre gyűjtőedényt telepítettek (246/2014. Korm. rendelet).

A hulladékgyűjtő szigeteket leggyakrabban:

- közterületen, lakótelepek közelében,
- nagyobb útkereszteződések környékén,
- kereskedelmi és bevásárló központok parkolóiban,
- közintézmények, oktatási intézmények környezetében,
- csomóponti buszmegálló felé vezető gyalogos út mentén helyezik el.

A közszolgáltatók az egyes hulladék frakciók gyűjtésére általában külön-külön konténereket alkalmaznak (a konténerek kialakítása akár közszolgáltatókként, településekként eltérő lehet). A gyűjtőedény anyaga lehet műanyag vagy fém, térfogatuk 1,1-2,4 m³. A gyűjtőszigeteken általában három másodnyersanyagként hasznosítható, csomagolási hulladék (papír, műanyag és üveg) gyűjtésére van lehetőség. A fémek gyűjtésére egyes közszolgáltatók külön gyűjtőedényt helyeznek ki, míg mások gyakran a műanyag hulladékgyűjtésre szolgáló edényzetbe engedélyezik a fém hulladékok elhelyezését.

Veszélyes hulladékok és biológiailag bomló vagy más egészségre káros hulladékok gyűjtőszigeteken nem gyűjthetők, mivel a hulladékok környezetet nem veszélyeztető elhelyezése, és az illetéktelenek személyektől való elzárása nem biztosítható.

A szelektív hulladékgyűjtő szigetek használatának kulcskérdése a ráhordási távolság. A tapasztalatok alapján a tervezett ráhordási távolság nem lehet nagyobb 200-300 m-nél.

Egyes bevásárlóközpontokban használt ruha és cipő gyűjtésére szolgáló edényeket is találhatunk, ezek kialakítása azonban nem azonos a csomagolási hulladékok esetében alkalmazott edényekével.

Hulladékgyűjtő udvar

A hulladékgyűjtő udvarok zárt hulladékátvevő helyek, ahol a háztartásokban, illetve gazdálkodó szervezeteknél keletkező, elkülönítetten gyűjtött, veszélyes, speciális kezelést igénylő, valamint a csomagolási hulladékok átvételét és rövid idejű tárolását végzik. Hulladékudvar kialakításánál általános szempont, hogy 5000 lakosra kell egy hulladékudvart létesíteni. A kezdeti időszakban 1-1,5 km ráhordási távolsággal számolhatunk, amely legfeljebb 2-2,5 km-re bővíthető.

A hulladékgyűjtő udvaron a hulladékok szabványosított gyűjtőedényben vagy konténerben helyezhetők el. A lakosság a háztartásokban keletkező hulladékokat ingyenesen helyezheti el, míg a vállalkozások átvételi díj fizetése mellett vehetik igénybe a szolgáltatást. A hulladékudvarokban szakképzett személyzet segíti a hulladékok elhelyezését, és a hulladék forgalmáról nyilvántartást vezetnek. A begyűjtött hulladékokat a hulladékgyűjtő udvaron 1 évig lehet tárolni, kivétel a biológiailag bontható hulladékok, amelyek tárolási ideje legfeljebb 1 hét lehet. A hulladékgyűjtő udvarból a begyűjtött hulladékot hasznosítható vagy ártalmatlanító létesítménybe kell szállítani (246/2014. (IX. 29.) Korm. rendelet).

Házhoz menő szelektív hulladékgyűjtés

Az ingatlan tulajdonos elkülönítetten, erre a célra szolgáló sárga zsákokban vagy sárga fedeles edényben gyűjti a hasznosítható hulladékát (műanyag, papír, fém) az üveg kivételével (4.1. ábra). Az üveghulladékot a szelektív hulladékgyűjtő szigeteken az üveg gyűjtésére szolgáló zöld tartályokba kell elhelyezni. A családi házas övezetben élők a zsák helyett 120 literes, a társasházak pedig 240 literes edényt igényelhetnek. Mind az igénylés, mind a használat díjmentes.

Jogszabály részletezi, hogy milyen hulladékok nem kerülhetnek bele az elkülönített gyűjtésre szolgáló zsákba, vagy edénybe (385/2014. (XII. 31.) Korm. rendelet):

- üveg (szelektív gyűjtősziget zöld konténerében gyűjthető),
- veszélyes hulladék,
- folyadék,
- biológiai úton lebomló hulladék, vagy azzal szennyezett papír, műanyag, fém hulladék,
- más hulladékkal összeragadó papír, műanyag és fém hulladék,
- ruhanemű, textília,
- zöldhulladék,
- radioaktív hulladék, robbanóanyag,
- éles, hegyes, balesetveszélyes tárgyak.

Az 5.3. táblázat a Debrecen városában a házhozmenő szelektív gyűjtési rendszerben elkülönítetten gyűjthető hulladékok körét foglalja össze.

5.3. táblázat: Magyarországi hulladékátrakók adatai (2016)

Újrahasznosítható anyag típusa	Elkülönítetten gyűjthető	Nem gyűjthető elkülönítetten
Műanyag	<ul style="list-style-type: none"> + ásványvizet, üdítő palackok (PET palack lapítva) + műanyag zacskók, reklámtáskák, fóliák + PP és HDPE jelzésű kozmetikai szerek flakonok + tej, gyümölcsleves dobozok (TetraPack) 	<ul style="list-style-type: none"> – vegyszeres, zsíros flakonok – fogkefe, műanyag játékok – videó, magnó, kazetta – hungarocell – műszálas ruhanemű – műanyag szemüveg lencse, plexiüveg
Papír	<ul style="list-style-type: none"> + újságpapír + kartondobozok összehajtvá + tiszta csomagoló papírok + irodai papírhulladék, telefonkönyv + szórólapok, reklám kiadványok 	<ul style="list-style-type: none"> – zsíros, szennyezett papírok – műanyag füzet/könyv borító – használt egészségügyi papírok – pelenka
Fém	<ul style="list-style-type: none"> + alumínium italos dobozok + alufólia + fém konzervdobozok + fém zárókupakok 	<ul style="list-style-type: none"> – ételmaradékkal szennyezett konzervdoboz

A hulladékgazdálkodási közszolgáltatás végzésének feltételeiről szóló 385/2014. (XII. 31.) Kormányrendelet alapján 2016. január 1-től a zöldhulladékot a képződés helyén a zöldhulladék elkülönített gyűjtésének céljára gyártott gyűjtőedényben vagy biológiailag lebomló hulladékgyűjtő zsákban kell gyűjteni, kivéve, ha a zöldhulladékot házi vagy közösségi komposztálás útján komposztálják.

A zöldhulladékok gyűjtésére szolgáló biológiailag lebomló 100 l-es zsákot díjfizetés ellenében a közszolgáltatótól lehet igényelni.

Veszélyes hulladékok begyűjtése

Az évente általában egyszer vagy kétszer megrendezésre kerülő veszélyes hulladék gyűjtésen a háztartásban keletkező háztartási olajok, festékmaradványok, hígítók, lakkok, fáradt olajok, szárazelemek, akkumulátorok stb. kerülhetnek leadásra. A gyűjtést speciális, erre a célra kialakított, zárt, különböző veszélyes hulladékok elkülönített fogadására alkalmas felépítményű járművel végzik vagy gyűjtőhelyeket jelölnek ki közterületeken és bevásárlóközpontok parkolóiban.

A lejárt szavatosságú vagy felesleges gyógyszerek a gyógyszertárakban térítésmentesen leadhatók. Az elhasznált akkumulátorok, szárazelemek visszavételére a hulladékgyűjtő udvarok mellett az egyes kereskedelmi egységekben is lehetőség van.

5.2.3. Egyéb gyűjtési-szállítási rendszerek

Felszín alatti hulladékgyűjtés

A hulladékok gyűjtése történhet a talajfelszín alatt is. Ebben az esetben a gyűjtőedények kb. kétharmada a talajfelszín alatt található. Ennek a gyűjtési módszernek számos előnye van: a függőleges kiterjedése miatt nagyobb mennyiségű hulladékot képes befogadni, mint a hagyományos felszíni gyűjtőedények, továbbá a gravitáció hatására a hulladék bizonyos mértékben, már a gyűjtés során is tömörödik. A felszín alatti gyűjtés közegészségügyi szempontból is kedvezőbb, mivel nyáron a hulladék a felszín alatt később indul bomlásnak, mint a felszíni gyűjtőedények esetében. Ezt a hulladékgyűjtési formát főleg kommunális és szelektív hulladékok gyűjtésénél alkalmazzák (Rózsáné Szűcs and Simon, 2011; Kaliampakos and Benardos, 2013). A mélygyűjtéses módszer egyik finn szabadalmaztatott technológiája a MOLOK gyűjtőedényzet (www.molok.com). A gyűjtőedényzetek térfogata 300 és 5000 l között változik.

Pneumatikus hulladékgyűjtés és szállítás

A pneumatikus hulladékgyűjtés-szállítás (AVAC, automated vacuum waste collection systems) során a hulladékot zárt csővezetékben áramló levegővel juttatják a gyűjtőtartályba vagy egyenesen a hasznosító, illetve ártalmatlanító üzembe.

A pneumatikus hulladékgyűjtés számos előnnyel rendelkezik:

- zárt rendszerű, így nem szennyezi a környezetet,
- higiénikus, por- és bűzmentes,
- munkaigénye minimális,
- közúti forgalomtól független,
- üzemeltetési költsége kedvezőbb, mint az elhordásos rendszernél,
- sokoldalúan felhasználható egyéb szállítási feladatokra is.

Hátrányai:

- rendkívül magas beruházási költség,
- darabos hulladékok esetében aprítóberendezés alkalmazása szükséges (Rózsáné Szűcs and Simon, 2011).

A pneumatikus hulladékgyűjtés új településrészek kialakítása esetében alkalmazható gazdaságosan. A felszínalatti hulladékgyűjtés lehetőségét nyújtó pneumatikus rendszerek fejlesztése és terjesztése terén jelentős eredményeket ért el a svéd Envac Centralsug AB (www.envac.net). A tapasztalatok szerint a megoldás előnyösen alkalmazható történelmi belvárosokban, sűrűn beépített új településrészekben, repülőtereken, ipari üzemekben és kórházakban. Alkalmazási példákat találhatunk Portugáliában, Spanyolországban, Franciaországban, Hollandiában.

A pneumatikus gyűjtési rendszer épületen belül és kívül kialakított gyűjtőhelyekből áll, amelyeket hulladékiszállító, felszínalatti csőhálózat köt össze. A csőhálózatban vákuumot hoznak létre, ami a hulladékiszállítókat a gyűjtőállomásra szállítja. A hulladékot ciklon segítségével választják el a szállító levegőtől, amelyet ezután kompaktor segítségével tömörítenek. A levegőt porleválasztás, szagtalanítás után hangtompítókön keresztül engedik a szabadba (Rózsáné Szűcs and Simon, 2011).

A rendszer könnyen adaptálható a szelektív gyűjtés igényeihez, amikor a különböző hulladékok gyűjtéséhez több ledobó aknát és gyűjtőkonténert alkalmaznak. Ezek a rendszerek számos előnnyel rendelkeznek, a felsoroltakon túlmenően környezetbarát és energiatakarékos rendszerek (Fernández et al., 2014).

A pneumatikus hulladékgyűjtési és -szállítási rendszerek bár nagyon sok előnnyel kecsegtetnek a hagyományos rendszerekhez képest, általában csak bizonyos esetekben alkalmazhatók és nem valószínű, hogy a közeljövőben kiválthatják a hagyományos gyűjtési-szállítási módszereket (Nathanson and Schneider, 2014).

5.3. ELŐKÉSZÍTŐ MŰVELETEK

5.3.1. Aprítás

Az aprítás célja a szilárd hulladék szemcse-, illetve darabméretének csökkentése, továbbá az anyag együttesek megbontásával a különböző komponensek előkészítése az elválasztásra. Aprítással a hulladékok térfogata bizonyos hulladékáramok esetében akár 40%-kal is csökkenthető (Nathanson and Schneider, 2014).

A hulladékaprítók a legkülönbözőbb szerkezeti megoldásokkal készülnek (kalapácsos daráló, vágómalom, forgótárcsás nyíró aprítógép, stb.). A berendezés kiválasztásakor figyelembe kell venni a beadagolandó hulladék nedvességtartalmát, hőmérsékletét, keménységét, darabosságát, illetve szemcseméret-eloszlását, valamint hogy mekkora méretcsökkenést akarunk elérni (aprítási fok). Az aprítás sajátos változata a kis hőmérsékletű vagy hidegaprítás (kriogén aprítás). Ez elsősorban gumi-, műanyag- és kábelhulladék, valamint egyes fémhulladékok és összetett, ún. kompozit anyagok (pl. ALPE laminált lemezek) szelektív aprítására alkalmas (Barótfi, 2000).

A hulladékaprítók üzemeltetése általában nagy környezeti zajterheléssel és porkibocsátással jár, ezért az aprítóberendezés elhelyezésekor ezt is figyelembe kell venni.

5.3.2. Osztályozás

Rostálás (méret szerint szétválasztás)

A méret szerint szétválasztás során a szemcsehalmazt eltérő méretű frakciókra választják szét. A durvább szemcseméretnél való osztályozásra általában rostát használnak.

A rostálást több célból alkalmazzák a hulladékkezelés során:

- finom szennyezők, föld stb. leválasztása (építési hulladék-előkészítés, válogatás),
- a szeparálást vagy aprítást zavaró a túl méretes darabok leválasztása,
- a szeparálási eljárás által igényelt szemcseméret beállítása;
- végtermék-szemcsefrakciók előállítása (építési hulladék, komposzt).

A hulladék előkészítés leggyakrabban alkalmazott berendezése a dobrostá. A kúpos és gúlás dobrosták vízszintes tengelyűek, a hengeres dobrosták tengelye kissé ferde (a hajlásszög 5-7°), átmérőjük 0,6-3 m, hosszuk 1,5-12 m. Az egymás után beépített, egyre nagyobb lyukátmérőjű rosták alkalmazásával az eltérő méretű részecskék egymástól jól elkülöníthetők. A rostafelület lehet drótszövet, perforált lemez és pálcás megoldású. A pálcás megoldású és perforált lemezes rostafelület inkább a durvább osztályozási feladatokhoz, a drótszövetes pedig a finomabb osztályozási feladatokhoz használatos.

Dobrostákat a hulladék előkészítésben elsősorban a durva (20-40 mm-től nagyobb részecskék) osztályozásra alkalmazzák, különösen heterogén építési és szilárd települési hulladékokból a finom szennyeződések (talaj, por) leválasztására, valamint a komposztálásban a késztermék frakciók előállítására (Barótfi, 2000).

Komponensek szétválasztása eltérő fizikai tulajdonságuk alapján

Az aprítással megbontott hulladék összetevők egymástól való szétválasztása a komponensek között meglévő fizikai tulajdonságbeli eltéréseken alapul. A szétválasztás rendszerint azon anyagtulajdonságon alapszik, amelyben az adott szemcseméretnél a szétválasztandó komponensek között legnagyobb az eltérés.

A szétválasztás történhet kézi válogatással, légárammal (sűrűség különbség alapján), mágneses szeparátorokkal (a vas leválasztása), elektrosztatikus vagy örvényáramú szeparátorok alkalmazásával (a nemvas-fémek leválasztása). A kézi válogatással a nagyobb méretű (> 40 mm) anyagok elkülönítésére van mód. Eszköze a kis 0,1-0,2 m/s sebességgel mozgó válogató szalag, amely mellett a válogatást végző dolgozók a különböző típusba tartozó hulladékokat szétválogatják. A kiválogatott anyagokat ledobó aknákn keresztül boksokba vagy konténerekbe gyűjtik. A válogatószalagot elsősorban a szelektíven gyűjtött csomagolóanyagok szelektálására alkalmazzák, de gyakran használják a fémtartalmú hulladékok előkészítésekor főként a nem vasfémek (alumínium, réz, ólom), valamint a rozsdamentes nem mágnesezhető acél egymástól való elválasztására (Barótfi, 2000).

Az utóbbi években számos válogatómű létesült hazánkban, elsősorban Európai Unió források felhasználásával (5.4. táblázat). A települési szilárd hulladékok anyagi tulajdonságaik alapján automatikusan működő válogató berendezéssel is szétválaszthatóak. Ebben az esetben számos paraméter figyelembevételével (5.5. táblázat), lépésről-lépésre különítik el a különböző anyagi tulajdonságokkal jellemezhető hulladékkomponenseket (Leverenz, Tchobanoglous and Spencer, 2002; Csőke, 2011).

5.4. táblázat: Magyarországi hulladék válogatóművek adatai (2016)

Terület	Üzemelő válogatóművek száma (db)	A válogatómű kapacitása (tonna/év)
Mindösszesen	64	859231
Közép-Magyarország (Budapest, Pest megye)	8	65070
Közép-Dunántúl (Fejér, Komárom-Esztergom, Veszprém megye)	12	201020
Nyugat-Dunántúl (Győr-Moson-Sopron, Vas, Zala megye)	10	93370
Dél-Dunántúl (Baranya, Somogy, Tolna megye)	8	130016
Észak-Magyarország (Borsod-Abaúj-Zemplén, Heves, Nógrád megye)	8	129120
Észak-Alföld (Hajdú-Bihar, Jász-Nagykun-Szolnok, Szabolcs-Szatmár-Bereg megye)	10	146255
Dél-Alföld (Bács-Kiskun, Békés, Csongrád megye)	8	94380

(Forrás: KSH 2016)

5.5. táblázat: Az automatikusan működő hulladék válogatóművekben alkalmazott eljárások

Anyagtulajdonság	Ipari eljárások
Sűrűség	- nehézközegben történő szeparálás - ülepítés - szérelés - közegárammal való szétválasztás
Elektromos vezetőképesség, dielektromosság	- elektrosztatikus szeparálás - örvényáramú szeparálás - elektromos válogatás
Mágneses szuszceptibilitás	- mágneses szeparálás - szétválasztás mágneses folyadékban
Optikai tulajdonságok	- optikai válogatás
Sugárzás	- radiometrikus válogatás - röntgensugaras válogatás - infrasarkan sugárzás
Alak szerinti szeparálás	
Szilárdsági, törésmechanikai tulajdonságok	- szelektív aprítás (és osztályozás)

5.3.3. Tömörítés, bálázás

A tömörítés során a laza állapotú, nagy pórustérfogatú szilárd hulladékot kisebb térfogatra sajtolják össze. A tömörített hulladék tárolása, mozgatása könnyebben elvégezhető és kisebb költséggel jár. Az összetömörített települési hulladékból készült bálák térfogata kb. 1,5 m³, tömegük csaknem 1 tonna (Nathanson and Schneider, 2014).

A tömörítést megfelelő nyomóerővel (kb. 700 kPa), többnyire kötőanyag hozzáadása nélkül végzik. Az aprítatlan, eredeti állapotú hulladék kötőanyag hozzáadása nélküli tömörítését nevezzük bálázásnak (Barótfi, 2000).

5.3.4. Mosás, tisztítás

A mosás és tisztítás a szilárd hulladék felületi szennyeződéseit eltávolító művelet. A szennyeződés a szilárdfázis felületéről a folyadékfázisba kerül (oldódik, diszpergálódik, emulgeálódik). A folyadékfázis legtöbbször víz, vizes oldat, de lehet szerves oldószer is. A művelet hatékonyságát különböző kémiai adalékokkal (pl. vízlágyítók, nedvesítőszerek, emulgeáló-és diszpergáló anyagok), valamint a mosóközeg hőmérsékletének növelésével segítik elő. A mosóvizet recirkuláltatják, illetve az elszennyeződést követően tisztítják. A mosást szakaszos és folyamatos üzemű berendezésekben végzik. A mosási technológiát főként textil-, műanyag-és üveghulladékok felületi tisztítására használják a hulladékkezelési gyakorlatban (Barótfi, 2000).

5.3.5. Biohulladékok stabilizálása (mechanikai-biológiai stabilizálás)

A biogáz, illetve komposzt előállítására nem alkalmas biohulladékot, valamint a kevert hulladékot lerakás előtt mechanikai-biológiai eljárással stabilizálni kell, vagy energiahordozóként történő felhasználását kell biztosítani. A mechanikai-biológiai stabilizálás általános célja: a nagy fűtőértékű komponensek elkülönítése az alacsony fűtőértékű komponensektől.

A szilárd települési hulladékok mechanikai-biológiai kezelésének fogalma a 90-es évek elejétől ismert, amikor is az addig már alkalmazást nyert mechanikai eljárásokat biológiai eljárásokkal egészítették ki. A mechanikai kezelést követő biológiai kezelés fő célja a különböző gázok és szivárgó vizek mennyiségének csökkentése (Csőke, 2011).

A szilárd települési hulladékok maradékanyagának (szelektív gyűjtést követően visszamaradt) kezelése során célszerű először a fémeket, a magas fűtőértékű frakciót, valamint a kevésbé értékes, de a kezelést megnehezítő frakciókat, mint pl.: a kőzetdarabok, a föld, az üveg, leválasztani az anyagáramból (Jank et al., 2015).

Mechanikai-biológiai stabilizálási tevékenységet csak a hulladéklerakó telephelyén belül kialakított, szilárd burkolattal ellátott területen lehet végezni (23/2003. KvVM rendelet).

5.4. HULLADÉKOK ANYAGÁBAN TÖRTÉNŐ HASZNOSÍTÁSA

A települési szilárd hulladékok kezelésének legfontosabb eleme a hulladékok mennyiségének csökkentése a keletkezési helyén, ezt követi a hulladékban lévő hasznosítható anyagok kinyerése. Ahogy az emberek egyre környezettudatosabbá válnak, és ahogy a hulladéklerakásra rendelkezésre álló területek egyre csökkennek, a hulladékok újrahasználatára és hasznosítására iránti igény egyre növekszik (Leverenz, Tchobanoglous and Spencer, 2002; Nathanson and Schneider, 2014).

A hulladékhasznosítás célja a keletkezett hulladék, vagy annak alkotóinak minél nagyobb arányú felhasználása értékesíthető termékek előállítására (Barótfi, 2000). A hulladékból származó másodnyersanyagok hasznosítása hozzájárul a természeti erőforrásokkal való takarékos gazdálkodáshoz. A hulladékhasznosítás során az eredeti rendeltetésük szerint tovább már nem használható anyagokat, termékeket közvetlenül, tulajdonságaik megváltoztatása nélkül (újrahasználat), vagy közvetetten, tulajdonságaik fizikai, kémiai, biológiai kezeléssel történő megváltoztatásával (újrahasznosítás) a termelési folyamatba visszavezetik.

A hasznosítással járó környezetvédelmi és gazdasági előnyök (Barótfi, 2000):

- a hasznosítás elősegíti az eredeti nyersanyagokkal való takarékos gazdálkodást,
- a másodnyersanyagok felhasználásával csökken a termelés energia felhasználása és a környezet károsításának mértéke,
- csökken az ártalmatlanítandó hulladék mennyisége és ezáltal mérséklődik a környezet hulladékkal való terhelése.

Számos hulladék gyűjtető szelektíven és hasznosítható anyagában. A települési szilárd hulladékok közül a legjelentősebb hulladék típusok, amelyek könnyen hasznosíthatóak és értékesíthetőek: a fémek, a papír, az üveg és a műanyagok. A lakosság által szelektíven gyűjtött hulladékokat a helyi közszolgáltató anyaguk szerint elkülönítve szállítja el, majd azok az elszállítást követően utóválogatásra, végül pedig a hasznosító üzemekbe kerülnek.

Az 5.6. táblázat néhány, a hulladékok újrahasznosítása mellett elkötelezett európai uniós tagállam által hasznosított (újrahasznosított illetve biológiai úton hasznosított) hulladékok mennyiségét és arányát foglalja össze. 2015-ben az Európai Unióban a keletkezett települési szilárd hulladékok mennyiségének átlagosan 46%-át hasznosították anyagában, vagy biológiai úton.

Egyes tagországokban (pl. Belgium, Németország, Ausztria, Szlovénia) az újrahasznosított és a komposztálással vagy biogáz előállítással hasznosított hulladékok aránya eléri vagy meghaladja az 55%-ot. Az anyagában történő újrahasznosítás alapján Németország és Szlovénia kiemelkedő, mind a két tagállamban a keletkezett települési szilárd hulladékok közel 50%-át hasznosítják anyagában. A biológiai úton hasznosított hulladékok részaránya több tagállamban is 20% körül mozog, ebben a tekintetben Hollandia és Ausztria emelkedik ki az Európai Unió tagállamai közül.

5.6. táblázat: Anyagában újrahasznosított illetve biológiai úton hasznosított települési szilárd hulladékok mennyisége és aránya az Európai Unióban (2015)

Ország	Összes kezelt mennyiség	Újrahasznosítás részaránya	Komposztálás és biogáz előállítás részaránya
European Unió (28 tagállam)	235396	29%	17%
Belgium	4602	35%	20%
Németország	49797	49%	19%
Olaszország	26253	29%	20%
Luxemburg	356	28%	20%
Magyarország	3710	26%	6%
Hollandia	8856	25%	27%
Ausztria	4728	26%	32%
Szlovénia	869	49%	8%
Svédország	4377	32%	16%
Svájc	6030	32%	21%

(Forrás: Eurostat, 2015)

5.4.1. A papír újrahasznosítása

A papírgyártáshoz jelentős mennyiségű energiára van szükség. A hulladék papírból készült papír alapanyag készítésével 75 százalékos víz és több mint 50 százalékos energia megtakarítást érhetünk el. Az elérhető újrahasznosítási arány függ a hulladékpapír típusától. A hulladék papír felhasználásával készült papír minősége sohasem lesz olyan minőségű, mint az eredeti papíré volt (Nathanson and Schneider, 2014).

A begyűjtött papírhulladékokat elsősorban anyaguk szerint (újságpapír, kartonpapír, papírtartalmú többretegű italos doboz) válogatják szét, majd bálázzák. A papír hulladékból a papírgyártás folyamata során újra papír alapanyag lesz. A háztartásokban keletkező papírhulladékok között nagyon sokféle és különböző minőségű papír fordul elő. Az újrahasznosítás alapfeltétele, hogy a hulladék papír ne legyen szennyezett. Emellett fontos, hogy a hulladék papírok közül eltávolításra kerüljenek a fóliázott, esetleg kevert anyagú, laminált vagy felületkezelt papírok, mielőtt a hulladék papír a gyűjtőedénybe kerül (www.okopannon.hu).

5.4.2. A műanyag újrahasznosítása

A műanyagok újrahasznosítása komplex feladat, mert ennek az anyagtípusnak számos különböző változata létezik és van forgalomban. Gyakran ugyanannak a műanyagnak sem azonos az összetétele, mert a gyártás során erősítő anyagokat, töltőanyagokat,

színezőanyagokat stb. kevernek az alapanyaghoz. Emiatt a műanyagokat a szelektív hulladékgyűjtés során csak mint vegyes műanyagot lehet gyűjteni, ezt követően pedig feldolgozás előtt anyagfajták szerint szét kell válogatni őket (Nathanson and Schneider, 2014).

A begyűjtött műanyag csomagolóanyagokat a hulladékválogatóban fajtánként szétválogatják, majd tömörítés után bálázzák. A bálákat az újrahasznosítás helyére történő szállítás után aprítják, majd a műanyag darabkákat vegyszerek felhasználásával megtisztítják a szennyeződésektől. A megtisztított műanyag darabkákat ezután granulálják. Az így nyert félkész terméket műanyag termékek és csomagoló anyagok gyártásához használják fel (www.okopannon.hu).

5.4.3. Az üveg újrahasznosítása

Napjainkban a korábbi évtizedek többszörösére, hozzávetőlegesen 5%-ra növekedett az üveg hulladék aránya a háztartási hulladékokon belül. Ha szín szerint válogatva gyűjtjük az üvegeket, akkor azok szinte 100%-ban újrahasznosíthatók és a végtermék minősége is szinte azonos az új üvegekével. A hulladék üveg kb. 30%-os arányba dolgozható be az új üvegek előállításánál során (Nathanson and Schneider, 2014).

A gyűjtődényekben színük szerint (fehér és színes) gyűjtött üveget tisztítás után darabokra aprítják, zúzzák. Ezt követően a válogatóban mágnes segítségével eltávolítják belőle a fémeket (gyűrűk, kupakok), majd az egyes színeket elkülönítik egymástól. Ezután az üvegdarabokat beolvasztják, és új termékeket készítenek belőle a csomagolóipar számára (www.okopannon.hu).

5.4.4. A fémek újrahasznosítása

Az érclelőhelyek kimerülése, a kitermelés költségeinek emelkedése, valamint a fémek előállításának és feldolgozásának magas járulékos költsége egyre inkább szükségessé teszi a fém csomagolóanyagok másodnyersanyagként történő hasznosítását. A fém hulladékok újrahasznosításával nemcsak nyersanyagot, de jelentős mennyiségű energiát is megtakarítunk. A fémeket vastartalmuk és mágnesezhetőségük alapján csoportosítjuk. A fém hulladékok közül mind a különböző mennyiségben vasat tartalmazó acél hulladékok, mind a vasat nem tartalmazó alumínium hulladékok hasznosításának rendkívül nagy gazdasági jelentősége van (Nathanson and Schneider, 2014).

A begyűjtött fém csomagolóanyagokat a válogatóban fajtánként szétválogatják, majd tömörítés után bálázzák. A bálákat az újrahasznosítás helyén aprítják, majd mágnesek segítségével kiválasztják belőlük a mágnesezhető fémeket. A megtisztított fémdarabokat kohókban beolvasztják és szállítható rudakba öntik. A rudakat a felhasználás helyén hengerelik, és a feldolgozóipar újra különböző késztermékeket készít belőlük (www.okopannon.hu).

5.5. HULLADÉKOK HASZNOSÍTÁSA BIOLÓGIAI ELJÁRÁSOKKAL

5.5.1. Komposztálás (aerob termofil szerves anyag lebontás)

A komposztálás során végbemenő bomlási folyamat hőfejlődéssel jár (exoterm). A halom hőmérséklete az alkalmazott technológiai tényezőktől függően elérheti az 50-70 °C-ot. Ezen a hőmérsékleten a hulladékokban lévő patogén mikroorganizmusok többsége elpusztul (a spórások kivételével). A komposztálást végző mikroorganizmusok (termofil baktériumok, gombák és mezofil baktériumok) a szaporodáshoz és az életműködéshez szükséges energiát a hulladékokban lévő szerves anyagok lebontásából nyerik. A komposztálás során a szerves anyag aerob lebomlása több lépcsőben megy végbe, az anyag-összetételtől függően eltérő sebességgel (Barótfi, 2000; LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Diaz, Savage and Goluke, 2002).

Gyakorlatilag bármilyen szerves anyag alkalmas komposztálásra, pl. mezőgazdasági hulladékok (szalma, törköly, kukoricaszár, stb.), állati trágyák (híg- és almos trágyák), szennyvíziszap, biohulladékok (háztartásokban képződő konyhai hulladékok, a települési szilárd hulladékok biológiailag bontható frakciója), zöldhulladékok (lomb, nyesedék, fű, faapríték, kéreg), vagy akár a papír hulladékok is (Csőke, 2011).

A folyamatban részt vevő mikroorganizmusok (pl. *B. stearrowthermophilus*, *B. coagulans* és sugárgombák) enzimrendszerei a szerves anyagokat biológiai oxidáció útján lebontják. Az eljárás végtermékei: szén-dioxid, víz, hő, és a kész komposzt. A kész komposzt egy földszerű kb. 40-50% nedvességtartalmú anyag, mely humuszképző szerves anyag és magas növényi tápanyag tartalma miatt felhasználható a talaj szerkezetének és termékenységének javítására (Vaccari, Strom and Alleman, 2006; Barótfi, 2000).

A komposztálást befolyásoló tényezők

A megfelelő intenzitású és sebességű aerob bomláshoz biztosítanunk kell a szerves anyag bontásában résztvevő mikroorganizmusok számára szükséges optimális feltételeket (5.7. táblázat) (David, 2013).

5.7. táblázat: A komposztáláshoz szükséges optimális körülmények (David, 2013)

Paraméter	Intenzív szakasz	Érési szakasz	Tárolás
Oxigén koncentráció	13-18%		
Levegővel telt pórusok aránya	40-60%		
Részecske méret	3-50 mm		
C:N arány	25:1-30:1	18:1-23:1	15:1-20:1
Nedvességtartalom	55-65%	45-55%	40-45%
Hőmérséklet	55-60 °C	< 50 °C	környezeti
pH	6,5-8		

Az aerob viszonyok meghatározóak a lebontás folyamatában, ezért vagy állandó, vagy időszakos levegőztetés szükséges a mikrobák oxigénnel való ellátásához. Megfelelő oxigén nélkül a bomlás anaerobbá válik, amit a kedvezőtlen szaghatás is jelez (ammónia, kénhidrogén stb.). A hulladék anyagok szemcsemérete szintén kihat a levegő ellátottságra és a lebontás sebességére. Az aprított anyagot nagyobb felületen bontják a mikroorganizmusok. Az optimális szemcseméret 25-40 mm, a hulladék túlzott aprózottsága az anaerob folyamatoknak kedvez (tömörödés miatt) (Barótfi, 2000).

A komposztáláshoz szükséges optimális nedvességtartalom 45-55%. Az ennél magasabb nedvességtartalom kiszorítja a pórusokból a levegőt, és anaerob feltételeket teremt. A túl alacsony nedvességtartalom sem előnyös, ugyanis a túl száraz közegben a biokémia folyamatok lelassulnak és a mikrobák metabolizmusa leáll. Az ideális nedvességtartalom mesterséges nedvesítéssel (öntözéssel) vagy a szerves hulladékok szennyvíziszapokkal való együttes kezelés esetén érhető el (Barótfi, 2000; Csőke, 2011). A nedvességtartalom egyenletes eloszlása is rendkívül fontos tényező, ebből kifolyólag a komposztálódó anyag forgatással történő homogenizálása a komposztálás alapvető művelete.

A komposztálási folyamatok sebességét döntően meghatározza a hulladékban lévő tápanyagok aránya, ezen belül is a C/N aránya a leglényegesebb. A lebontásnál a C/N optimális aránya 15-25:1, települési hulladékknál ez az arány 25-35:1. A komposztálási folyamatot gyorsítani lehet nitrogéntartalmú anyagok (nitrogéntartalmú műtrágya) bekeverésével. A komposztálás során a C/N-arány csökken, a komposztok C/N-aránya (10-20:1) közelebb van a talaj szerves anyagainak hasonló mutatójához, mint a kiindulási anyagoké (Barótfi, 2000; Csőke, 2011).

Néhány szennyező komponens jelenléte károsítja a mikroba populációkat, és ezáltal lassítja bomlási folyamatokat. Ilyenek pl. a nehézfémek (As, Cd, Cr, Cu, Pb, Hg, Mo, Ni, Se, Zn), illetve bizonyos szerves szennyezőanyagok (toxikus illetve perzisztens, a lebontásnak ellenálló szerves molekulák) (Csőke, 2011).

Komposztálási eljárások

A komposztálás nyitott prizmás komposztálással, félig zárt komposztálási rendszerrel, vagy zárt rendszerű statikus építményű komposztálással történhet (23/2003. KvVm rendelet).

Forgatott prizmás komposztálás

Ez a leggyakrabban alkalmazott komposztálási mód. A forgatott prizmás komposztálás mindenfajta komposztálásra alkalmas nyersanyag feldolgozására alkalmas (pl. zöldhulladékok, szennyvíziszap, stb.).

A komposztálandó anyagot háromszög vagy trapéz keresztmetszetű prizmákba rendezik, és meghatározott időközönként forgatják. Az oxigén-utánpótlást jórészt a folyamat során felmelegedő gázok helyébe lépő környezeti levegő mozgása által fenntartott természetes szellőzés biztosítja, kisebb mértékben pedig a forgatás során bejutó levegő mennyisége.

Az intenzív, termofil szakasz ennél a technológiánál 3-4 hétig tart, ennek során heti 1-2-szeri forgatás indokolt. A hőmérséklet ebben a szakaszban elérheti a 65-70 °C-ot is. A komposzt forgatása általában komposztforgató géppel történik (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Diaz, Savage and Goluke, 2002; Csőke, 2011; Nathanson and Schneider, 2014).

Az eljárás hátránya a viszonylagos lassúság, a nagy terület igény és az intenzív szakaszban elkerülhetetlen szaghatás. Komposztérlelésre viszont ez a technológia tökéletesen megfelel. Nagyon gyakori, hogy az intenzív, reaktoros komposztálási eljárásokat követő érlelési szakaszt forgatott prizmás komposztálás használatával oldják meg (Csőke, 2011).

Levegőztetett prizmás eljárások

A forgatott prizmás eljárásokhoz képest itt a komposztálandó anyaghoz (leggyakrabban szennyvíziszap) térfogatnövelő és a megfelelő szerkezetet biztosító anyagokat adagolnak (pl. faapríték, darált autógumi, mogyoróhéj, stb.). A levegőztetés a komposzt halom alá fektetett perforált csövek segítségével történik. Mind légbefúvásos mind pedig elszívásos levegőztetési megoldások ismertek. Az intenzív szakasz a 3-5 napos felfutási időt követően általában három hétig tart (Csőke, 2011).

Forgódobos reaktoros komposztálás

A komposztálandó anyag betáplálása és a kész komposzt elvétele a reaktor ellenkező oldalain történik. A fekvő dobreaktor enyhén lejt az elvétel oldala felé; ez illetve a dob forgó mozgása biztosítja az anyag keveredését és folyamatos haladását. A forgási sebesség jellemzően 0,1-1 fordulat/perc. Ez a megoldás alkalmas inhomogén nyersanyagok kezelésére (pl. települési szilárd hulladék szerves frakciója), mivel az üzemszerű forgás közben fellépő nyíróerők felaprózzák, homogenizálják a reaktor tartalmát. Általában a komposztálás első (intenzív) szakasza történik a dobreaktorban, a tartózkodási idő 3-7 nap (Csőke, 2011).

Kevert kamrás megoldások

Kör- és négyszögalaprajzú elrendezések is ismeretesek. Kör alakú elrendezés esetén a nyersanyagok betáplálása a kör külső kerületén, míg az elvétel a kör középpontjában kialakított nyíláson történik. Egy lassan forgó hídra szerelt csigasor végzi a keverést és a komposzt továbbítását a reaktor közepe felé. A híd körbefordulásához néhány órára van szükség. A levegőztetést általában alsó légbefúvással valósítják meg. A jellemző tartózkodási idő ezekben a reaktorokban 7-14 nap. A reaktorátmérő akár 40 m is lehet, a komposztálandó anyag általában 2-3 m magasan van elosztva a reaktor teljes keresztmetszetében.

Négyszög alaprajzú reaktornál a hosszanti falára felszerelt síneken mozgó hídra rögzítik a keverésért felelős csigákat. A betáplálás a reaktor végén történik, ahonnan a keverés továbbítja a komposztot a reaktor másik végén kialakított elvételi pont felé (Csőke, 2011).

Statikus, anyagmozgatás nélküli reaktoros megoldások (cellás vagy kamrás komposztálás)

A komposztálás folyamata reaktorban zajlik. A kamrában nincs keverés, a levegőztetés alsó légbefúvással történik (Nathanson and Schneider, 2014; Csóke, 2011). A komposztálási ciklusidő általában 7-14 nap.

A reaktoros komposztálási műveletet meghatározott időtartamú utóérlelés követ, amely általában már prizmás rendszerben történik. Általában 4-6 hetes érlelési periódust szokás az intenzív reaktoros szakasz után iktatni.

Az 5.8. táblázat tartalmazza az egyes komposztálási módszerek esetében elérendő hőmérsékleti értékeket és forgatási gyakoriságokat a kezelési idő függvényében.

5.8. táblázat: A komposztáláshoz szükséges optimális körülmények (23/2003. KvVM rendelet)

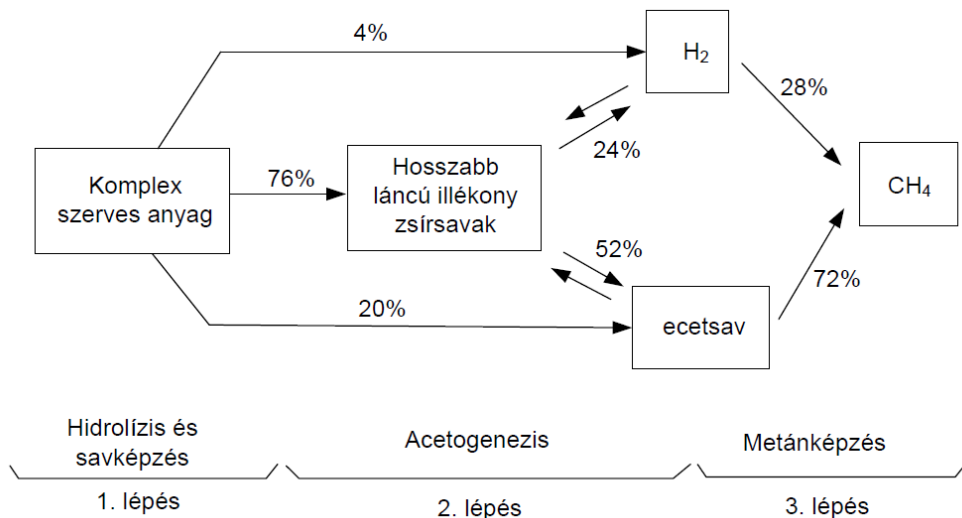
Komposztálás típusa	Hőmérséklet	Kezelés időtartama	Forgatás gyakorisága
Prizmakomposztálás (1)	55 °C	2 hét	5
Prizmakomposztálás (2)	65 °C	1 hét	2
Zárt rendszerű komposztálás	60 °C	1 hét	-

5.5.2. Biogáz előállítás (anaerob szerves anyag lebontás)

A biogáz előállítás során a szerves anyag anaerob (oxigénmentes) körülmények között bomlik le. Ha a folyamat teljes mértékben oxigénmentes körülmények között megy végbe, a végtermékként felszabaduló gáz alapvetően metánból és szén-dioxidból áll. Ezt a mikrobák hatására lejátszódó folyamatot metános fermentációnak, a keletkező gázt pedig biogáznak nevezzük. Az anaerob lebontás végtermékei az aerob degradációval összehasonlítva, nagy energiatartalmú vegyületek (Csóke, 2011).

A szerves anyag anaerob lebomlása több egymást követő lépésből áll (5.1. ábra), biokémiai szempontból a folyamat négy fő reakcióra osztható:

- hidrolízis, mely során a komplex szerves makromolekulák lebomlanak monomerjeiké;
- savképzés, mely során a hidrolízis eredményeképpen keletkezett molekulák ecetsavvá és nagyobb molekulatömegű zsírsavakká alakulnak;
- acetogenezis, mely során az előző lépések intermedierjei (propionsav, vajsav, etanol stb.) ecetsavvá alakulnak;
- metántermelés, mely során az ecetsavból, illetve az oldott hidrogénből és szén-dioxidból metán keletkezik.



5.1. ábra: Az anaerob lebomlás folyamata (Csőke, 2011)

Az Európai Unióban előállított biogáz különböző forrásokból származik (Kampman et al., 2017): 9% szennyvíziszap kirohasztásából, 18% hulladéklerakókból és 72% egyéb biogáz előállító üzemből (szerves hulladékokat hasznosító családi és ipari méretű biogáz üzemből). A termelt biogáz nagyobb részben elektromos áram előállítására (62%), illetve hőtermelésre fordítódik (27%).

A biogáz CH₄ tartalma 55-70%, CO₂ tartalma általában 30 és 45% között változik. A biogáz a metánon és széndioxidon kívül kis mennyiségben tartalmazhat nitrogént (1-2 tf%), hidrogént (0,5-2 tf%), valamint kénhidrogént (0,25-6 tf%) (Csőke, 2011). A feldolgozott hulladék függvényében 1 kg szerves anyagból 0,25-0,5 m³ hasznosítható biogáz nyerhető. A keletkezett biogáz fűtőértéke 6,0-6,5 kWh/m³ (Barótfi, 2000; Deublein and Steinhauser, 2011).

A biogáz előállítás mellékterméke a kirohasztott iszap. Ennek jellege, mennyisége és minősége a feldolgozott hulladéktól és az alkalmazott technológiai eljárástól függ. A maradékanyag utókezelése általában átlevégtetésből áll, illetve komposztálással stabilizálható (Barótfi, 2000).

A biogáz-képződést befolyásoló tényezők

Endoterm reakcióról lévén szó a hulladékok bontását végző baktériumok hőigényét melegítéssel kell biztosítani. A biogáz előállítás során a mezofil (optimális hőmérséklet: 30-35 °C) és a termofil (optimális hőmérséklet: 50-65 °C) hőmérsékleti tartományban zajló bomlási folyamatok mennek végbe. A termofil tartomány alkalmazása mellett szól, hogy a gáztermelés sebessége a termofil zónában 25-50%-kal nagyobb, mint a mezofil tartományban (Csőke 2011; David 2013).

A másik fontos tényező a hulladék nedvességtartalma. Víz szükséges a mikroorganizmusok anyagcseréjéhez, és víz a biokémiai folyamatok közege is. A mikroorganizmusok

tevékenységéhez szükséges nedvesség mennyisége meglehetősen tág határok között mozog (a száraz anyag tartalom 0,1%-tól akár 60%-ig emelkedhet). A száraz anyag tartalom függvényében nedves-, félszáraz és szárazeljárásokat különböztetünk meg. Ezek közül a nedves eljárás a legelterjedtebb (Barótfi, 2000; David, 2013).

A biogáz termelés szempontjából lényeges, hogy a fermentorba kerülő keverék állandó összetételű legyen, ez a biztosítéka a kiegyensúlyozott mikrobiológiai tevékenységnek. Emellett lényeges a tápanyag megfelelő szén-nitrogén aránya (3:1), továbbá fontos a szén-foszfor arány, amelynek optimális aránya 150:1 (Barótfi, 2000).

Mérgező anyagok jelenléte a mikrobák aktivitását csökkenti, szélsőséges esetben pusztulásukat okozzák. A mérgező anyagok mellett a nyers hulladék NO_3^- és SO_4^{2-} tartalma is kedvezőtlenül befolyásolja az anaerob biodegradáció folyamatát. Mindkét anyagnak inhibitor hatása van a metántermelésre (Csőke, 2011; David, 2013).

A fermentatív és metanogén szervezetek a semleges, pH = 7 körüli értéken fejtik ki hatásukat a legkedvezőbbben. A metántermelés optimális pH-tartománya igen szűk: 6,8 és 7,4 közé esik, pH 6 alatt és pH 8 fölött a metántermelés csökken, majd teljesen leáll (Vaccari, Storm and Alleman, 2006; Csőke, 2011).

Az anaerob szerves anyag lebontás során alkalmazott reaktortípusok

A biogáz előállítás reaktorokban történik. A reaktorokkal szemben követelmény, hogy a bontandó szerves anyag és a lebontást végző mikroorganizmusok (iszap) érintkeztetése minél tökéletesebb legyen. A kontakt reaktor kevert tartályreaktor, amelyhez valamilyen szilárd-folyadék fázisválasztó (általában ülepítő) csatlakozik. A biomassza visszatartás az iszap recirkulációjával valósul meg (Csőke, 2011).

Aszerint, hogy a fermentatív és a metános erjesztést külön-külön vagy együtt valósítják meg egylépcsős és kétlépcsős eljárásokat különböztetünk meg. A technológia üzemmódját (folyamatos, szakaszos) csak a feldolgozandó hulladék szárazanyag-tartalmának függvényében lehet megválasztani (nedves: 0,5-1% száraz anyag tartalmú, szuszpenziós: 5-15% száraz anyag tartalmú és félszáraz: 15-24% szárazanyag-tartalmú, valamint száraz: 25%-nál nagyobb szárazanyag-tartalmú töltetekkel működő reaktorok) (Barótfi, 2000).

5.6. HULLADÉKOK HASZNOSÍTÁSA ÉS ÁRTALMATLANÍTÁSA TERMIKUS ELJÁRÁSOKKAL

A termikus hulladékkezelési eljárásoknál számos eljárást különböztethetünk meg, de az oxidáció függvényében alapvetően három eljárásfajta különíthető el.

A hulladékégetés olyan exoterm folyamat, amelynél a tökéletes oxidáció, megfelelően nagy, ($\lambda > 1$) légfeszleggel biztosítható.

A pirolízises eljárásnál (termikus kigázosítás) a meleg szétbomlasztást, levegő nélkül ($\lambda = 0$) légfélesleggel hajtják végre. A hulladék levegőtől elzárt melegítése során pirolízis-gáz és pirolízis-kocsz keletkezik. A hulladékkezelés második lépésében a pirolízis-gáz és a pirolízis-kocsz utókezelése történik.

Elgázosítás során részleges oxidáció történik kevés levegő jelenlétében ($\lambda < 1$). A folyamat során tisztítandó nyers gáz és megolvadt szervesetlen maradék keletkezik. A gáztisztítást követően a gáz energetikailag hasznosítható (Örvös, 2011; DEFRA, 2013).

5.6.1. Égetés

A hulladékok ártalmatlanításának egyik leghatékonyabb módja a hulladékok elégetése (LaGrega, Buckingham, and Evans, 2001). Az égetés során jelentős mértékben csökken a települési szilárd hulladék tömege és térfogata (Nathanson and Schneider, 2014).

A hulladékégetés a hulladékok ártalmatlanításának termikus módszere, mely világszerte a környezetvédelmi vizsgálatok központjában áll, számos előnyének illetve hátrányának komplex értékelése mellett. Az égetés során a hulladékban lévő szerves anyagok a levegő oxigénjével reagálva gázokká, vízgőzzé alakulnak, és füstgázként távoznak. Az éghetetlen szervesetlen anyag salak vagy pernye formájában marad vissza. Az égés nagy hőmérsékleten, több lépcsőben végbemenő kémiai reakciók sorozata, amelynek célja a hulladék szerves anyagának minél tökéletesebb oxidációja (Barótfi, 2000; Örvös, 2011).

A hulladékégetés gyakorlatában a legkülönbözőbb típusú, összetételű és halmazállapotú anyagokat kell égetni, ez az égetési folyamatokat meglehetősen bonyolulttá teszi. Az égetési körülmények megfelelő beállításához elengedhetetlen az égetésre kerülő hulladékok összetételének, anyagi jellemzőinek előzetes vizsgálata (Örvös, 2011).

Az Egyesült Államokban jelenleg 86 hulladékégető üzemel. Európában a hulladékból energiát előállító hulladékégető művek száma meghaladja a 400-at, melyek többsége Dániában, Németországban és Hollandiában található (Nathanson and Schneider, 2014).

Bár a települési hulladékok fűtőértéke nagyon változó, de összességében elmondható, hogy jelentős energiatartalommal rendelkeznek, ezért az energetikai hasznosítása ennek a hulladékáramnak mindenképpen megfontolandó lehetőség.

Az 5.9. táblázat néhány európai uniós tagállam által elégetett (energetikailag hasznosított, vagy csak ártalmatlanított) illetve a lerakással ártalmatlanított hulladékok mennyiségét és arányát foglalja össze azokban a tagállamokban, amelyekben az újrahasznosított hulladékok részaránya meghaladja az uniós átlagot (5.6. táblázat).

2015-ben az Európai Unióban a keletkezett települési szilárd hulladékok mennyiségének 23%-át kezelték égetéssel és 26%-át helyezték lerakóba. Az égetéssel történő hulladékkezelés kiemelkedően magas Dániában (53%), Észtországban (59%), Finnországban (48%), és Norvégiában (53%). A települési szilárd hulladékok lerakása

egy európai uniós tagállamokban meghaladja a 80%-ot pl. Görögország, Horvátország, Ciprus, Málta és Románia.

5.9. táblázat: Az égetéssel kezelt illetve a lerakóba helyezett települési szilárd hulladékok mennyisége és aránya az Európai Unióban (2015)

Ország	Összes kezelt mennyiség	Égetés részaránya	Lerakás részaránya
European Unió (28 tagállam)	235396	23%	26%
Belgium	4602	26%	1%
Németország	49797	23%	0%
Olaszország	26253	10%	30%
Luxemburg	356	34%	18%
Magyarország	3710	14%	54%
Hollandia	8856	46%	1%
Ausztria	4728	39%	3%
Szlovénia	869	18%	24%
Svédország	4377	51%	1%
Svájc	6030	47%	0%

(Forrás: Eurostat, 2015)

A hulladékok égetésére sokféle műszaki megoldás létezik. A tüzelőberendezések kialakításuk szerint rostélytüzelésű, rostély nélküli, illetve fluid-ágyas hulladék égető berendezések lehetnek.

Rostélytüzelésű berendezések

A rostélytüzelésű berendezések elsősorban települési szilárd és termelési szilárd hulladékok égetésére alkalmasak.

A rostélyon feldolgozható szemét tömegárama általában 6-40 t/h között változik. A szemét összetételétől függően 30-90 percet tartózkodik a rostélyon, miközben kiszárad, 100-250 °C-on kigázosodik. 300 °C körül meggyullad, 500 °C felett elgázosodik, majd a gáz és a szemcsék nagy hőmérsékleten (kb. 1200 °C) elégnak. Az égés az utóégető kamrában fejeződik be, a szekunder levegő segítségével. A füstgáz a tűzteret 800-900 °C-on hagyja el. Az utóégetőhöz csatlakozó hőhasznosító kazánban a gáz hőtartalmát gőz termelésére fordítják.

Megfelelő kiegészítés érdekében a rostélytüzelésnél nagy légfeszültséget ($\lambda = 1,6-1,9$) alkalmaznak, ami miatt viszonylag nagy a fajlagos füstgázmennyiség, és ebből kifolyólag költséges a füstgáztisztítás. Ez az égetési technológiai nem igényel kiegészítő tüzelőanyagot. Előnye az eljárásnak, hogy a kommunális hulladék elégetéséhez nem

szükséges előkészítés, illetve a felszabaduló hőt viszonylag jó hatásfokkal villamos energiává lehet alakítani. Világszerte sok száz rostélytüzelésű kommunális hulladékégető üzemel (Barótfi, 2000; Brunner, 2002; Örvös, 2011).

Rostély nélküli hulladékégetők

A rostély nélküli berendezések tüzttere általában hengeres, ezáltal közel kétszeresére növeli a hőszugárzás intenzitását. Fő típusaik a forgódobos kemencék, emeletes kemencék, fluid-ágyas kemencék, egyéb speciális tüzterek. A rostély nélküli hulladékégetők elsősorban *folyékony és pasztaszerű hulladékok, valamint iszap* elégetésére alkalmasak.

Forgódobos kemence

Hulladékok égetésére a rostély nélküli kemencetípusok közül legelterjedtebben a forgódobos kemencét alkalmazzák. A kemence tűzálló falazattal kibélelt hengeres tüztér, amely a vízszinteshez képest enyhén lejt és lassan forog. A kemence fordulatszáma általában 0,2-2 fordulat/perc, dőlésszöge 2-4°. A fordulatszám és a dőlésszög változtatásával szabályozható a hulladék kemencében való tartózkodási ideje. Az anyag jellemző összetételétől függően a hulladék kiégési időtartama kb. 15-70 perc. A légfeszleg-tényező a szerkezeti okok miatt meglehetősen nagy ($\lambda = 2-2,5$). A dob átmérője általában 3-4 m, hossza 8-13 m. A betáplált hulladék folyamatosan keveredik, a keveredés során fellazult anyagból a bomlási és égési gázok gyorsan távoznak, és ezáltal viszonylag gyors és egyenletes az égés.

Az első zónában (betáplálási zóna) az anyag felmelegedése és kiszáradása történik (a vízpára eltávozik). A második zónában (400-900 °C közötti hőmérsékleten) a hulladék kigázosodik és eltávozik az illó rész. Ebben a zónában a hulladék fölötti gáztérben keveredik az illórész a levegővel és a gáz/gáz reakció közben alakul ki a láng. Az illórész fűtőértéke nagy, az égéshez sok oxigén kell, a láng hőmérséklete 700-800 °C fölött van, de elérheti az 1400-1500 °C-ot is. A harmadik zónában ég ki az elkokszosodott szén. Ezt nevezik égési zónának. Az égés az anyag felületén zajlik. Az égést lassíthatja a füstgáz alacsony oxigén-koncentrációja. A kemence utolsó szakasza a salak kiégési zónája. A salak széntartalma ekkor már olyan kevés, hogy az égés alig termel hőt, önfenntartó égés nem lehetséges, ezért külső hőforrásra van szükség, a szükséges hőt a salak fölött áramló forró füstgáz biztosítja (Barótfi, 2000; Örvös, 2011).

Fluidizációs kemence

A fluidizációs (örvényágyas vagy fluid ágyas) kemence folyékony, pasztaszerű, aprított szilárd hulladék és iszap kezelésére is alkalmas. Az intenzív hő- és anyagátadás miatt igen nagy fajlagos égetési teljesítmény érhető el.

A fluidizációs kemence égéstere henger alakú, melynek alján un. tartó rostélyon finom, szemcsés ömlesztett anyagból (homok, korund, bazalt vagy timföld) álló réteg helyezkedik el. Ezt az anyagot a rostélyon átfúvott levegőáram tartja lebegő, örvénylő mozgásban.

Az égetendő anyag a fluid ágy rétegére esik, vagy a fluid réteg felett porlasztják be. Az elgőzölögtetéssel, bomlási és kigázosodási reakciókkal a komponensek illékonyává válnak, elkeverednek az égéshez szükséges levegővel és meggyulladnak. A tartózkodási idő rövid. Az égetési zóna felett helyezkedik el a fő égéstér. Az égés javítására esetenként a fő égéstérbe szekunder levegőt juttatnak be. A tüztér hőmérséklete 750-850 °C, a légfesleges tényező: $\lambda = 1,1-1,3$. Az égés során visszamaradó hamu a kemence fejrészen távolítható el vagy az örvényágyból az ágy anyagával együtt vehető ki (Barótfi, 2000; Örvös 2011).

Plazmasugaras égetés

A termikus hulladékkezelés egyik lehetősége, a plazmatechnológiával történő hulladék megsemmisítés (1500-1600 °C-on). Plazmagenerátor segítségével nagy hőmérsékleten égetik ki a gázt (a szerves vegyületeket szétbontva). A szükséges hőt egyenáramú, gyűrű alakú plazmagenerátorban állítják elő. A toxikus anyagok 0,3-0,6 s tartózkodási idővel szétbomlanak. A módszer előnye, hogy a gáz térfogata, a hagyományos égetőkben keletkező gáz térfogatának csak kb. 30-40%-a. A gáz gyakorlatilag nem tartalmaz dioxinokat, furánokat és szénhidrogéneket, nitrogén-oxid tartalma is kicsi (Barótfi, 2000; Örvös, 2011).

5.6.2. Pirolízis

A hőbontás (pirolízis) a szerves anyagú hulladék megfelelően kialakított reaktorban, hő hatására, oxigénszegény vagy oxigénmentes közegben – esetleg inert gáz (pl. nitrogén) bevezetés közben –, szabályozott körülmények között bekövetkező kémiai lebontása.

A hőbontás során a szerves hulladékból az alábbi anyagok keletkeznek:

- pirolízisgáz,
- folyékony termék (olaj, kátrány, szerves savakat tartalmazó bomlási víz),
- szilárd végtermék (piroliziskoksz).

A végtermék elsősorban energiahordozóként (fűtőgáz, tüzelőolaj, koksz), ritkábban vegyipari másodnyersanyagként (pl. a gázterméket szintézisgázzá konvertálva metanol előállításához) és esetenként egyéb célokra (talajjavítás szilárd, szénben dús maradékkal; fakonzerválás vizes maradékkal; granulált salakolvadék építőipari adalékanyagként stb.) hasznosítható.

Az alkalmazott hőmérséklet-tartomány általában 450–550 °C, azonban egyes eljárások ennél nagyobb hőmérsékleten is üzemelnek.

A reaktorok a fűtési mód szerint lehetnek:

- közvetett (reaktorfalán keresztül, ill. cirkulációs közeg segítségével) és
- közvetlen fűtési megoldásúak.

A gyakorlatban azok az eljárások terjedtek el, amelyeket viszonylag homogén ipari hulladékok (pl. műanyag- és gumihulladék, stb.) kezelésére fejlesztettek ki (Barótfi, 2000; Brunner, 2002; Örvös, 2011).

5.6.3. Elgázosítás

Az elgázosításos eljárások lényege, hogy kevés levegővel, $\lambda < 1$ légfeszleggel részleges oxidáció történik. Az elgázosítási eljárások közül az egyik legismertebb a Thermostelect eljárás. Az eljárás során a szerves anyag szénmonoxiddá, hidrogénné és széndioxiddá alakul (Örvös 2011). A reakció magas hőmérsékleten ($>700^{\circ}\text{C}$), de égetés nélkül megy végbe szabályozott mennyiségű oxigén és/vagy gőz jelenlétében. A keletkező gázelegy a szintézis gáz, ami elégetve energiaforrásként hasznosítható (Nathanson and Schneider, 2014).

5.7. HULLADÉKOK LERAKÁSA

A szilárd hulladékok legrégebbi és leggyakrabban alkalmazott végső ártalmatlanítási módja a hulladékok lerakóba helyezése. Sajnos lehetetlen az összes szilárd hulladékot anyagában újrahasznosítani, ezért mindig szükség lesz megfelelő szigeteléssel ellátott hulladéklerakókra. Más ártalmatlanítási eljárás, mint például a hulladékégetés során is keletkezik olyan szilárd maradék anyag (pernye, hamu), aminek a biztonságos elhelyezéséről gondoskodni kell. Természetesen megvan a kockázata annak, hogy a lerakóból a környezetbe kikerülhet valamilyen szennyező anyag, ami környezetkárosítást okozhat, de ugyanakkor a hulladékégetés során keletkező füstgázok légszennyezést okozhatnak, ha a füstgáz tisztítási technológia nem megfelelő (Nathanson and Schneider, 2014).

A hulladékgazdálkodási közszolgáltatás körébe tartozó hulladék hulladéklerakóban akkor rakható le, ha

- a hulladék olyan fizikai, kémiai vagy biológiai előkezelési műveleten ment keresztül, amellyel a hulladék mennyisége vagy környezetre gyakorolt szennyező hatása csökken,
- a rendelkezésre álló és gazdaságosan üzemeltethető kezelési technológiával nem tehető hasznos alapanyaggá, valamint
- anyagában és energetikailag gazdaságosan nem hasznosítható (385/2014. Korm. rendelet).

A hulladéklerakók osztályozása több szempont szerint történhet (Szabó, 2011). A lerakóba kerülő hulladék minősítése szerint megkülönböztetünk:

- veszélyeshulladék-lerakót,
- nem veszélyeshulladék-lerakót,
- inerthulladék-lerakót.

5.7.1. A hulladéklerakók szigetelése

A depóniák szigetelőrendszere záró- és aljzat szigetelő rendszerből áll, és a kettő együtt a teljes hulladéktömeget körbezárja, a külvilágtól elszigeteli (O'Leary and Tchobanoglous, 2002; Szabó, 2011).

Aljzat szigetelőrendszer

Hazánkban az egyes hulladéklerakó kategóriákra vonatkozó aljzatszigetelés kialakításának követelményeit a 20/2006.(IV.5.) KvVM rendelet szabályozza.

A hulladéklerakó aljzat- és oldalszigetelését olyan természetes anyagú rétegből kell megépíteni, amely legalább az alábbiakkal egyenértékű szivárgási tényező értékeket és vastagsági követelményeket elégít ki:

- veszélyeshulladék-lerakónál: $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$ m/s; vastagság ≥ 5 m,
- nem veszélyeshulladék-lerakónál: $k \leq 1,0 \times 10^{-9}$ m/s; vastagság ≥ 1 m,
- inerthulladék-lerakónál: $k \leq 1,0 \times 10^{-7}$ m/s; vastagság ≥ 1 m.

Amennyiben a fenti tulajdonságokkal rendelkező természetes szigetelő réteg nem áll rendelkezésre, úgy azzal egyenértékű szivárgási tényező értéket biztosító minimum 0,5 méter vastagságú, kiegészítő épített szigetelő réteg kialakítása szükséges.

Felső (záró) szigetelőrendszer

A hulladéklerakónál elérve a végleges magasságot, gondoskodni kell a felső lezárásáról. A felső szigetelő rendszer feladatai:

- a csapadék víz beszivárgásának megakadályozása, ill. a minimálisra csökkentése,
- a gázemisszió teljes kontrollja,
- megakadályozza a szennyeződés szél általi továbbszállítását,
- megakadályozza a hulladék közvetlen kapcsolatát az állatokkal és az emberekkel,
- csökkenti a depónia felületén az eróziót,
- elősegíti a rekultivációt.

A 20/2006. (IV.5.) KvVM rendelet a zárószigeteléseknél a végleges záró-szigetelőrendszer mellett előírja az átmeneti záró-szigetelőrendszer beépítését.

A végleges záró-rétegrendszer rendeltetése a csapadékvíznek a hulladéktestbe való bejutásának megakadályozása, a csurgalékvíz képződésének lehetőség szerinti csökkentése.

Az átmeneti záró-rétegrendszer legfontosabb feladata, hogy tegye lehetővé elegendő vízmennyiségnek a hulladéktestbe való bejutását, a hulladékban lévő szerves összetevők biológiai lebomlásának meggyorsítását és a rendszer stabilizálódását, a végleges záró-réteg kiépítése érdekében. Beépítését indokolja, hogy a hulladék konszolidációja során a

lerakó felszínén jelentős süllyedések várhatók, amit a végleges záró-szigetelőrendszer egyenlőtlen süllyedéséhez, repedezéséhez vezetne (Szabó, 2011).

Az átmeneti záró-szigetelőréteget mindaddig üzemeltetni kell, amíg a hulladéktest biológiai és mechanikai stabilizációja/konzolidációja be nem fejeződik. Az átmeneti záró-szigetelőrendszer felépítésénél ásványi anyagú szigetelések, geomembránok, bentonit szőnyegeket, keverék talajok használata elterjedt.

A depóniák végleges lezárására túlnyomórészt természetes- és mesterséges anyagú (elsősorban műanyag fóliák) szigetelőrétegek beépítésével történik.

5.7.2. Csurgalékvíz gyűjtő rendszer

A lerakóba kerülő rendkívül heterogén anyagi összetételű hulladék a tárolás alatt konszolidáción megy keresztül. A hulladék konszolidációja részben a mechanikai terhelés hatására bekövetkező tömörödés, részben a különböző alkotórészek kémiai-biológiai lebomlásával együtt járó térfogatcsökkenés eredménye. A folyamat eredményeként biogáz és csurgalékvíz keletkezik (Szabó, 2011).

Az aljzatszigetelő rendszernek szerves részét képezi a csurgalékvíz gyűjtésére, elvezetésére és ellenőrzésére szolgáló csurgalékvíz gyűjtő rendszer. A hazai párolgási és csapadékviszonyokat elemezve az átlagos csurgalékvíz hozam 150-300 m³/ha/hónap (5-10 m³/ha/nap) értékre tehető.

5.7.3. Gázmentesítő rendszer

A szerves anyag bomlásából származó depóniagáz összetétele a biogáz összetételétől némileg eltér: metán (45-60%), széndioxid (40-60%), nitrogén (2-5%), oxigén, ammónia, hidrogén, szénmonoxid, egyéb gázok (kevesebb, mint 1%) (O'Leary and Tchobanoglous, 2002). A keletkező depóniagáz aktív vagy passzív rendszeren keresztül távolítható el a lerakóból. Passzív rendszerben a lerakóban levő természetes gáznyomás segíti a depóniagáz kitermelését. Aktív rendszerben mesterséges vákuummal távolítják el a keletkező gázokat, függőleges vagy a fedőréteg alá elhelyezett perforált csövek alkalmazásával.

Az aktív rendszernél a gáz eltávolítás hatékonyabb. Az aktív rendszer a lerakó peremén és a lerakóban hálózatosan elhelyezett kutakból áll. Az egyes kutak átmérője 30-90 cm, a kutak lehetnek függőleges vagy vízszintes elhelyezésűek. A kutak hatásterülete minden irányba kiterjed. A kutakat úgy kell elhelyezni, hogy a hatásterületük összeérjen. A lerakó magasságától és egyéb tényezőktől függően a kutak távolsága 8-20 m (O'Leary and Tchobanoglous, 2002; Szabó, 2011).

5.7.4. Monitoring rendszer

Egy hulladéklerakó minden esetben potenciális szennyező forrást jelent környezetére, ezért szükséges egy megfelelő ellenőrző-megfigyelő (monitoring) rendszer kiépítése és üzemeltetése (Szabó, 2011).

A környezeti monitoring fő részei (Barótfi, 2000; O’Leary and Tchobanoglous, 2002):

- a felszíni vizek ellenőrzése,
- felszín alatti vizek ellenőrzése,
- talajvizsgálatok a környező mezőgazdasági területeken,
- levegőminőség elemzése,
- a bioszféra egyéb elemeinek (pl. növények terhelésének) vizsgálata.

Felhasznált szakirodalom:

23/2003. (XII. 29.) KvVM rendelet a biohulladék kezeléséről és a komposztálás műszaki követelményeiről.

20/2006. (IV. 5.) KvVM rendelet a hulladéklerakással, valamint a hulladéklerakóval kapcsolatos egyes szabályokról és feltételekről.

2012. évi CLXXXV. törvény a hulladékról.

246/2014. (IX. 29.) Korm. rendelet az egyes hulladékgazdálkodási létesítmények kialakításának és üzemeltetésének szabályairól.

385/2014. (XII. 31.) Korm. rendelet a hulladékgazdálkodási közszolgáltatás végzésének feltételeiről.

Barótfi I. (2000) *Környezettechnika, Mezőgazda Kiadó, Budapest.*

Bernstad, A. (2014) *Household food waste separation behavior and the importance of convenience*, Waste Management 34 (7), 1317-1323.

Brunner, C. R. (2002) *Incineration Technologies*, in Handbook of Solid Waste Management (Tchobanoglous, G., and F. Kreith, eds.), Second Edition, McGraw-Hill, ISBN 0-07-135623-1.

Csőke B. (2011) *Ártalmatlanítás biológiai konverzióval*, in Hulladékgazdálkodás (Csőke B., ed.), Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém, 2. javított kiadás, ISBN 978-615-5044-37-3, 189-227.

David, A. (2013) *Technical Document on Municipal Solid Waste Organics Processing*, Environment Canada, the Government of Canada, Public Works & Government Services Canada, ISBN: 978-1-100-21707-9.

DEFRA (2013) *Incineration of Municipal Solid Waste*, Department for Environment Food & Rural Affairs.

Deublein, D., and A. Steinhauser (Eds.) (2008) *Biogas from Waste and Renewable Resources*, WILEY-VCH Verlag GmbH & Co. KGaA, Weinheim, ISBN 978-3-527-31841-4.

Diaz, L. F., G. M. Savage, and C. G. Golueke (2002) *Composting of Municipal Solid Wastes*, in Handbook of Solid Waste Management (Tchobanoglous, G., and F. Kreith, eds.), Second Edition, McGraw-Hill, ISBN 0-07-135623-1.

- Fernández, C., F. Manyà, C. Mateu, and F. Sole-Mauri (2014) *Modeling energy consumption in automated vacuum waste collection systems*, Environmental Modelling & Software 56, 63-73.
- Jank, A., W. Müller, I. Schneider, F. Gerke, and A. Bockreis (2015) *Waste Separation Press (WSP): A mechanical pretreatment option for organic waste from source separation*, Waste Management 39, 71-77.
- Kaliampakos, D., and A. Benardos (2013) *Underground Solutions for Urban Waste Management: Status and Perspectives*, ISWA Report.
- Kampman, B., C. Leguijt, T. Scholten, J. Tallat-Kelpsaite, R. Brückmann, G. Maroulis, J. P. Lesschen, K. Meesters, N. Sikirica, and B. Elbersen (2017) *Optimal use of biogas from waste streams, An assessment of the potential of biogas from digestion in the EU beyond 2020*, European Commission.
- LaGrega, M. D., P. L. Buckingham, J. C. Evans (2001) *Hazardous Waste Management*, Second edition, McGraw-Hill, New York, ISBN 0-07-118170-9.
- Leverenz, H., G. Tchobanoglous, and D. B. Spencer (2002) *Recycling*, in Handbook of Solid Waste Management (Tchobanoglous, G., and F. Kreith, eds.), Second Edition, McGraw-Hill, ISBN 0-07-135623-1.
- Nathanson, J. A., and R. A. Schneider (2014) *Basic Environmental Technology Water Supply, Waste Management and Pollution Control*, Pearson, ISBN 9780132840149.
- O'Leary, P. R., and G. Tchobanoglous (2002) *Landfilling*, in Handbook of Solid Waste Management (Tchobanoglous, G., and F. Kreith, eds.), Second Edition, McGraw-Hill, ISBN 0-07-135623-1.
- Örvös M. (2011) *Ártalmatlanítás termikus eljárásokkal*, in Hulladékgazdálkodás (Csőke B., ed.), Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém, 2. javított kiadás, ISBN 978-615-5044-37-3, 148-188.
- Rada, E. C., M. Ragazzi, and P. Fedrizzi (2013) *Web-GIS oriented systems viability for municipal solid waste selective collection optimization in developed and transient economies*, Waste Management 33 (4), 785-792.
- Rózsáné Szűcs B., and Simon M. (2011) *Hulladékok gyűjtése, átrakása, szállítása*, in Hulladékgazdálkodás (Csőke B., ed.), Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém, 2. javított kiadás, ISBN 978-615-5044-37-3, 53-92.
- Szabó I. (2011) *Hulladékelhelyezés*, in Hulladékgazdálkodás (Csőke B. ed.), Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, Veszprém, 2. javított kiadás, ISBN 978-615-5044-37-3, 93-147.
- Tchobanoglous, G., F. Kreith, and M. E. Williams (2002) *Introduction*, in Handbook of Solid Waste Management (Tchobanoglous, G., and F. Kreith, eds.), Second Edition, McGraw-Hill, New York, ISBN 0-07-135623-1.
- Vaccari, D. A., P. F. Strom, and J. E. Alleman (2006) *Environmental Biology for Engineers and Scientists*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, ISBN: 978-0-471-72239-7.
- Vicente, P., and E., Reis, (2008) *Factors influencing households' participation in recycling*, Waste Management & Research 26 (2), 140-146.

6. TALAJTISZTÍTÁSI TECHNOLÓGIÁK

Az ipari tevékenységet folytató üzemek közvetlen környezete, a hulladéklerakók, veszélyes anyag tárolók, meddőhányók, zagytározók, olajkitermelő kutak, olajfinomítók, üzemanyag szállító és elosztó állomások potenciális szennyező forrást jelentenek mind a talajra, mind a felszíni és felszínalatti vizekre (Horváth, 2012). A korábban ipari tevékenységre használt területek, repülőterek kármentesítése, valamint a haváriák vagy balesetek során bekövetkezett talajszennyezések megszüntetése olyan műszaki megoldásokat igényelnek, amelyek fizikai, kémiai és biológiai eljárásokon alapulnak (Füleky, 2011).

Talajszennyezést bármilyen, az emberi tevékenységhez köthetően a talaj felszínére vagy közvetlenül a talajba került folyékony, oldott, vagy oldható állapotban lévő talajidegen anyag okozhat. Ezek a szennyezők a fizika és kémia törvényeinek megfelelően elmozdulhatnak a talajban. A mozgás sebességét a szennyező anyag kémiai tulajdonságai, perzisztenciája, oldhatósága, fajsúlya, a talaj porozitása/kapillaritása, a talaj szorpciós/retenciós képessége, a nyomás viszonyok, redox viszonyok, a talajoldat pH értéke és még számos tényező befolyásolhatja (Horváth, 2012).

Nem szabad megfeledkeznünk arról, hogy a szennyezés-csökkenés természetes úton (beavatkozás nélkül) is végbe mehet a talaj pufferoló-, megkötő-, átalakító képességének köszönhetően. A talajban zajló természetes folyamatok, mint pl. a hígulás, kipárolgás, biológiai lebomlás, adszorpció, és kémiai reakciók következtében a szennyezés bizonyos mértékű természetes szennyezés-csökkenése megy végbe (Tamás and Kovács, 2002).

A talaj ezen öntisztító képességét a kármentesítési folyamatok tervezése, végzése során számításba kell venni. Az is elképzelhető, hogy bizonyos szennyezések esetében nincs szükség beavatkozásra, nincs szükség semmilyen kármentesítési technológiára. Az ilyen esetekben a természetre bízunk a szennyezőanyag lebontásának, átalakításának folyamatát. Ez azonban nem jelenti azt, hogy a folyamatot nem ellenőrizzük, és nem követjük nyomon (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001).

6.1. SZENNYEZETT TERÜLETEK FELTÁRÁSÁNAK ALAPELVEI

Mivel a geológiai és a szennyezési viszonyok nagyon változatosak a kármentesítés gyakorlatában nincs két egyforma kármentesítendő terület (Nathanson and Schneider, 2014). Emellett az is általános jellemző, hogy a kárelhárítási gyakorlatban ritkán kell homogén fázist kezelni többnyire szilárd-folyadék gáz, folyadék-szilárd és gáz-szilárd rendszerekkel kell dolgozni. Annak érdekében, hogy ki lehessen választani az adott területen, az adott szennyeződés eltávolítására legmegfelelőbb kármentesítési eljárást a műszaki beavatkozást minden esetben körültekintő vizsgálatoknak kell megelőznie (Füleky, 2011; Horváth, 2012; Cappuyns, 2013).

Talajtisztítás előtt tájékozódó vizsgálatokat végeznek, mely során behatárolják és azonosítják a szennyezett területet. Szükséges a területre vonatkozóan összegyűjteni a korábbi dokumentumokat: térképek, légi felvételek, földhivatalai okiratok. Ezen információk alapján egy óvatos kockázatbecslés végezhető.

Ezt követően mintavételi tervet és vizsgálati stratégiát készítenek, mely geológiai, hidrogeológiai vizsgálatokat, a talajtípus(ok) meghatározását és a szennyezők azonosítását foglalja magába. A részletes állapotfelmérés kiterjed a terület geológiai és hidrogeológiai jellegzetességeire, a talaj geokémiai jellemzőire és teljes kémiai analízisére (szénhidrogének, klórozott vegyületek, PAH vegyületek, nehézfémek), valamint a biológiai és az ökotoxikológiai vizsgálatokra is.

Az állapotfelmérés adatai alapján történik a szennyezett terület kiterjedésének pontos meghatározása, a szennyező kibocsátás és terjedés becslése, az ökoszisztéma és az ember veszélyeztetettségének megállapítása, valamint a területhasználatok ismeretében az expozíciós utak és a szennyezés jelentette kockázat felmérése. Az előző lépések adatai alapján megállapítható a beavatkozás sürgőssége (Fülek, 2011).

6.2. A KÁRELHÁRÍTÁSI TECHNOLÓGIA KIVÁLASZTÁSA

Az adott szennyezés és szennyezett közeg esetében az alkalmazandó technológia kiválasztásakor a szennyező anyag terjedése jelentette ökológiai kockázatot, a terület hidrogeológiai adottságait, a vízbázisok közelségét, a szennyezett közeg mennyiségét, kiterjedtségét, fizikai és kémiai tulajdonságait és a majdani területhasználatot kell szem előtt tartani. E tényezők mellett a kármentesítésre rendelkezésre álló idő és pénz is jelentős mértékben befolyásolhatja a technológia megválasztását (Fülek, 2011). Az alkalmazott technológiai megoldások lehetnek egyediek, de a technológiák műveleti elemei alapvetően hasonlóak.

A kárelhárítási technológia megválasztása során nem szabad figyelmen kívül hagynunk, hogy minden remediációs eljárás megváltoztatja a talaj tulajdonságait (szerves anyag tartalom, pH), illetve hatással van a talajban élő mikroorganizmusokra és azok aktivitására (O'Brien et al., 2017). Ezért előnyt kell élvezniük azoknak a környezetkímélő kárelhárítási megoldásoknak, amelyek a legkisebb mértékben károsítják a természeti értékeket, illetve a kármentesítendő terület használati értékét (Horváth, 2012).

A technológia megfelelő megválasztása érdekében a kármentesítés előtt műszaki dokumentáció készül, ennek elemei a következők (Fülek, 2011):

- a lehetséges technológiák meghatározása és mérlegelése, megvalósíthatósági terv készítése;
- laboratóriumi és félüzemi kísérletek a technológiai paraméterek és a tervezési alapadatok kimérése érdekében (ez a lépés kihagyható, ha korábbi projektek alapadatai rendelkezésre állnak és adaptálhatók az aktuális projektre);

- a technológia megtervezése;
- a technológia kivitelezésének leírása;
- a kármentesítést követő monitoring rendszerek (monitoring kutak) telepítésére és elhelyezésére készített terv.

Sokszor az is előfordul, hogy a mentesítendő területnek és az azokon lévő létesítményeknek a kárelhárítási tevékenység ideje alatt is el kell látni funkciójukat (pl. közút, vasút, repülőtér, lakott területek, ipari és szolgáltatási létesítmények, raktárak). Ilyen esetekben a technológia kiválasztásánál még ezt a nem kis jelentőségű szempontot is figyelembe kell venni (Horváth, 2012).

Attól függően, hogy a talajtisztítás a szennyezett közeg kitermelése nélkül (in situ) vagy a szennyezett közeg kitermelése után (ex situ) történik, különböző technológiák állnak rendelkezésre. A kitermelt szennyezett közeg kezelése a technológiai paraméterek és a gazdaságosság szempontok függvényében történhet a kitermelés helyére telepített technológiával (on site), vagy egy távolabbi helyre szállítva (off site) (Tamás and Kovács, 2002; Füleky, 2011).

6.3. A KÁRELHÁRÍTÁS MÓDSZEREI A BEAVATKOZÁS CÉLJA SZERINT

A kármentesítés során többnyire egy olyan célállapotot határoznak meg, amely a szennyezés bekövetkezése előtt volt jellemző az adott területre, tehát egy szennyeztelen területre jellemző állapot. Ennek elérése gyakran technikailag nem kivitelezhető vagy a magas költségek miatt válik irreális céllá. A legtöbb ország ezért a szennyezett területekre vagy multifunkcionális területhasználatot, vagy korlátozott területhasználatot tart mértékadónak (Horváth, 2012). Az előbbi esetben a terület jövőbeni hasznosítása tetszőlegesen történhet, míg az utóbbi esetben a terület csak meghatározott tevékenységre használható.

A leggyakrabban határérték-rendszerhez kötötten határozzák meg az elérendő célértéket. Kármentesítési célértéknek azt az értéket nevezzük, amely megadja a kármentesítést követően a környezeti elemekben a szennyezőanyag megengedhető legnagyobb koncentrációját. A megállapított határértékig történő tisztítás nem jelenti a szennyezés teljes ártalmatlanítását (Horváth, 2012).

A szennyezés típusától, kiterjedésétől és a vízbázistól való távolság függvényében a károk elhárítását célzó módszerek a beavatkozás célja szerint három csoportra oszthatók (Füleky, 2011):

- A szennyezőanyagok továbbterjedésének megakadályozása (lokalizációja) a szennyezés tulajdonságaitól függően felszíni takarással, vagy a szennyeződés alatti szigeteléssel.
- A részleges mentesítés kis kiterjedésű, vagy pontszerű szennyezések megszüntetésére alkalmas. A kitermelést követően a kis koncentrációban

visszamaradó szennyezés a későbbiekben a talajban zajló kémiai és mikrobiológiai folyamatok során lebomlik vagy felhígul.

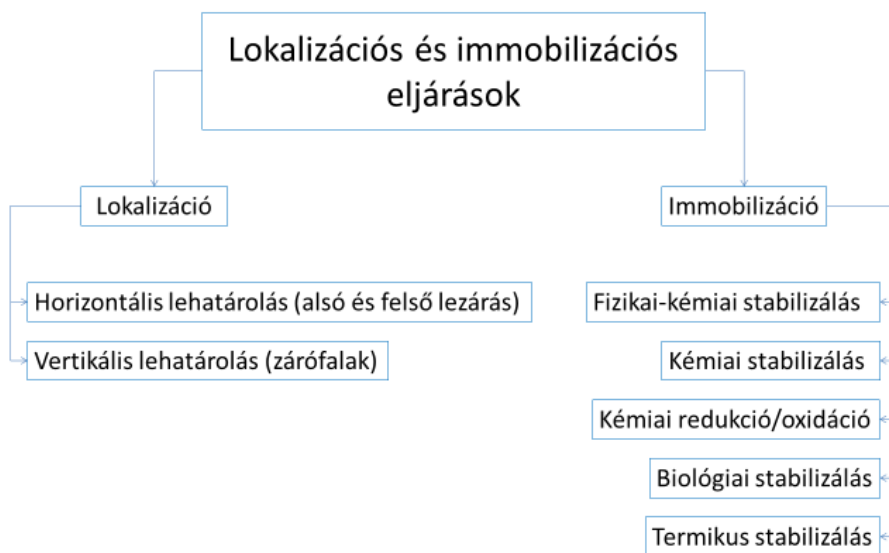
- A terület teljes kármentesítése, melynek eredményeként a szennyezők koncentrációja a megengedett koncentráció alá csökken.

6.4. A TALAJTISZTÍTÁS SORÁN ALKALMAZOTT TECHNOLOGIÁK ALAPELV SZERINTI CSOPORTOSÍTÁSA

6.4.1. Lokalizációs és immobilizációs (fixálási) eljárások

Gyakran a rendkívül magas költségek miatt nincs mód a szennyezett terület azonnali kármentesítésére, ebben az esetben, az ökoszisztéma védelmében gyors és hatékony intézkedésekkel meg kell akadályozni a szennyezés továbbterjedését (Fülek, 2011).

A lokalizációs eljárások alkalmazásának alapvető célja a szennyezés lehatárolása és mozgásának megakadályozása. Ha a kármentesítés során a szennyező anyag akár *in situ*, akár *ex situ* megoldásokkal nem oldódó formába kerül, a szennyezés immobilizációjáról, fixálásáról beszélünk (Horváth, 2012) (6.1. ábra).



6.1. ábra: A gyakorlatban alkalmazott lokalizációs és immobilizációs eljárások

Lokalizáció

A lokalizációs eljárások a migrációt megakadályozó réteg kialakítását tekintve lényegében (1) horizontális és (2) vertikális elhelyezésűek lehetnek.

Horizontális lehatárolás

A szennyezés alatti lehatárolás abban az esetben alkalmazható, ha a szennyeződés egy természetes szigetelő réteg felett megáll. Ilyenkor biztonsági okokból gél injektálásával talptömörítést végeznek (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

A felső lezárás szennyezett talajok, üledékek és iszapok esetében alkalmazott szigetelési módszer. A szennyezett közeg lefedése a szennyezések elszigetelését és megfigyelését teszi lehetővé, a szennyezők kivonása vagy átalakítása nem cél. Felső lezárást akkor alkalmazunk, ha a gravitáció hatására a vízzoldható anyagok lehúzódnak akarjuk kizárni, illetve a leszivárgó csapadékvíz oldható komponenseket mobilizáló hatását kell meggátolni (Tamás and Kovács, 2002; Horváth, 2012).

Egy és többretegű rendszerek ismeretesek. A felső lezárás legegyszerűbb módja műanyag fólia vagy műanyag lap alkalmazásával érhető el. Ez azonban csak rövidtávon jelent megoldást. Biztonságosabb és hosszabbtávú megoldás az agyagréteggel (pl. bentonit, montmorillonit, kaolinit) való takarás. Végleges megoldásként a geofóliával kombinált betonréteg is használható. A felszíni takarást többretegű szigeteléssel, a fóliák, az agyag- és a betonréteg kombinálásával is ki lehet alakítani (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

A felső lezárás vízvezetéssel és rekultivációval is kiegészíthető eljárás. A szennyezők migrációjának meggátolása érdekében a csapadékból származó beszivárgás megakadályozása a cél. Ennek két lehetséges módja: a felszíni lefolyás elősegítése (gyűjtőcsatornák) és az evapotranszspiráció fokozása a növények párologtatása útján (Tamás and Kovács, 2002).

Vertikális lehatárolás

Vertikális lehatárolást akkor célszerű alkalmazni, ha a szennyeződés oldalirányú mozgását kell megakadályozni, vagy a szennyeződés részleges vagy teljes körülhatárolása szükséges (Horváth, 2012).

A vertikális lehatárolásra mesterséges falakat használnak, melyekkel a szennyező anyag mozgását tudják megállítani. A zárófal szélessége általában 1 m körüli, és akár 30 m mélységig is leérhet. A zárófal különböző anyagokból készülhet, pl. talajbentonit zagyból, cementes bentonitos zagyból, műanyagból, illetve acélból (Tamás and Kovács, 2002; Nathanson and Schneider, 2014). A legújabb kutatások a habok (gáz és felületaktív anyagok elegye), mint szennyezőanyag terjedést megállító anyagok, talajszennyezés védelemben való használhatóságának vizsgálatára irányulnak (Bertin, Del Campo Estrada and Atteia, 2017).

Felszíni víz tetején úszó szennyező anyagok esetében merülőfalakkal, míg talajszennyeződés esetén szádfal vagy résfal alkalmazásával, azok vízzáró rétegig (feküig) való kialakításával az oldott anyagok mobilizációját akadályozzuk meg (Horváth, 2012). Ha a szennyezőanyag rosszul oldódik ugyan, de elmozdulhat a talajvíz mozgási irányába, célszerű egy adszorbenssel töltött résfalat kialakítani. Ezzel elérjük, hogy a porózus rétegen átmegy ugyan a víz, de a szennyeződés megkötődik és így egyhelyben tartható (Füleky, 2011).

Speciális megoldásként alkalmazható a szennyezés és a szennyezett talajvíz izolálására a talajvíz lesüllyesztése. Ilyenkor a szennyező területet valamilyen vízzáró réteggel körülhatárolják és vákuum kút sorokat alkalmazva talajvízsüllyesztést végeznek az adott területen (Tamás and Kovács, 2002; Füleky, 2011).

A hidraulikus gát a vertikális lehatárolás másik speciális fajtája. Ez a megoldás a szennyezés potenciális áramlási irányára kialakított olyan kútsor, amelyek depressziós görbéi összeérnek, megakadályozva a talajvízbe illetve a talajnedvességbe oldódott szennyezés terjedését. Elképzelhető az a megoldás is, amikor a kútsorral egy meghatározott szelvénybe történő vízbesajtolással túlnyomást hozunk létre, és az így kialakított hidraulikus gáttal akadályozzuk meg a szennyezés továbbterjedését (Horváth, 2012).

Immobilizációs (fixálási) eljárások

Az immobilizálás, fixálás és a stabilizálás kifejezések gyakorlatilag ugyanazt a technológiai tartalmat jelentik, vagyis a szennyezők *in situ*, vagy *ex situ* módon kivitelezett, oldhatatlan és az ökoszisztéma számára hozzáférhetetlen formában való átalakítására, megkötésére irányulnak (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

- Stabilizálás/fixálás: a szennyező anyagok kevésbé vízoldható vegyületekké történő átalakítása.
- Immobilizálás: a mozgás, mozgékonyág, migráció megszüntetése.

A talajban a szennyeződések természetes módon is megkötődhetnek, immobilizálódhatnak. Ez azt jelenti, hogy a szennyező anyag különböző erősségű kötőerőkkel, irreverzibilis módon megkötődik a talajrészecskék aktív felületén, vagy természetétől függően teljesen beépül a talaj szerkezetét alkotó szerves vagy szervetlen anyagokba (Horváth, 2012).

A mesterséges immobilizációs eljárások a szennyező kémiai tulajdonságai és a befogadó környezeti elem fajtái szerint nagy változatosságot mutatnak ugyan, de alapvetően fizikai-kémiai, kémiai és biológiai megoldások lehetségesek (6.1. táblázat).

Az immobilizációs technológiák a szennyezők szilárd felülethez (pl. hordozóhoz) kötését, szilárd mátrixba ágyazását, vagy olyan fizikai és/vagy kémiai átalakítását jelentik. Az eljárás során lecsökken a szennyező anyag illékonyága, oldhatósága, deszorpciós képessége. Az immobilizáción alapuló környezetvédelmi technológiák elvileg bármely szennyezett környezeti elem és bármilyen halmazállapotú szennyező esetében kivitelezhetők (Horváth, 2012).

Az immobilizáción alapuló talajkezelési technológiák célja a szennyezők irreverzibilis módon való megkötése. A szennyezést a legkevésbé oldható (legkevésbé mobilis) és a legkevésbé toxikus formába alakítjuk. Leggyakrabban toxikus fémek és perzisztens szerves szennyezőkkel szennyezett talajok kezelésére alkalmazzák.

Ennek alapján a technológiák az alábbiak szerint csoportosíthatók (Horváth, 2012):

- Fizikai-kémiai stabilizálás: szilárdítással, beágyazással, pl. beton, gipsz, bentonit, bitumen, polimerek felhasználásával.
- Kémiai stabilizálás: oldhatatlan kémiai forma létrehozása a pH változtatásával (pl. meszesítés, CaCO_3 talajba való bedolgozásával), oxidációval (pl. ózon, hidrogén-peroxid segítségével a szerves szennyezőanyagok oldhatóságának csökkentése), redukzív körülmények biztosításával (pl. oldhatatlan fém-szulfidok létrehozása).
- Biológiai stabilizálás: a növényzet fizikai hatása az erózió és a defláció csökkentésére, növények kémiai stabilizáló hatása (pl. a gyökerek által kiválasztott stabilizáló vegyületek), a növényzet anyagcsere folyamatai során a sejtekben történő immobilizáció (pl. bioakkumuláció), a talajban élő mikroorganizmusok biológiai tevékenysége (pl. szulfátok és nitrátok redukciója).
- Termikus immobilizáció: kerámiába, téglába, üvegfázisba való beágyazás vitrifikációval.

6.1. táblázat: A szennyezők lehetséges immobilizációs folyamatai (Horváth, 2012)

A szennyező tulajdonsága	Befogadó környezeti elem		
	Talaj	Talajvíz	Talajlevegő
Illékony	Gázadszorpció Kémiai immobilizáció Fizikai-kémiai stabilizáció	Biológiai immobilizáció Kémiai immobilizáció Fizikai-kémiai stabilizáció	Izoláció Kémiai immobilizáció
Vízoldható	Biológiai immobilizáció Fitostabilizáció Szorpció növelése Kémiai oxidáció/redukció Fizikai-kémiai stabilizáció	Biológiai immobilizáció Szorpció növelése Csapadékképzés, oldhatóság csökkentése Kémiai oxidáció/redukció Rhizofiltráció	Izoláció Szorpció növelése Kémiai átalakítás
Szorbeálódó	Biológiai immobilizáció Fitostabilizáció Szorpció növelése Kémiai oxidáció/redukció Fizikai-kémiai stabilizáció Vitrifikáció	Biológiai immobilizáció Szorpció növelése Csapadékképzés, oldhatóság csökkentése Kémiai oxidáció/redukció Rhizofiltráció	

Fizikai-kémiai stabilizálás

A porózus, adszorpciós, ioncserélő vagy zárványképzésre alkalmas anyagok, mint pl. a természetes és a mesterséges zeolitok, a bentonit vagy a kalcit *in situ* a talajba keverve immobilizálják a szennyezőket. A pernye, a hamu, a különböző humuszanyag hordozók (tőzeg, alginit, lignitporok) és az agyagásványok is jó hatásfokkal adszorbeálják a különböző szennyező anyagokat.

Az *ex situ* stabilizáció során a szennyezett talajhoz keverő reaktorban ún. puzzolán anyagokat (szilícium, alumínium és kalcium ásványok) adagolnak. A szilikát mátrixhoz a szennyező anyagok fizikai és kémiai módon is kötődhetnek. Kezelés után a stabilizált anyagot általában talajfeltöltésre használják. Az eljárás elsősorban petroléum és nehézfém szennyezések stabilizálására alkalmazható (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

Kémiai stabilizálás

A kémiai stabilizálás jellemző módon diszperz formában történik, és mind *in situ*, mind *ex situ* formában megvalósítható. Az alapul szolgáló kémiai reakciók lényege, hogy a talajban a szennyezőanyag és a segédanyagok, reagensek, adalékok között lejátszódó kémiai reakció eredményeképpen csökken vagy megszűnik a szennyező pl. nehézfémek mozgékonyasága, vízdoldhatósága, biológiai hozzáférhetősége és az ökoszisztémára káros hatásai.

In situ esetben a keverést, homogenizálást szántással, mélyszántással, tárcsázással vagy boronálással biztosíthatjuk. Az oldott adalékanyagok bejuttatása öntözéssel célszerű. Az *ex situ* eljárás során a szennyezett talajhoz keverő reaktorban adagolják hozzá reagenseket. a szállítóeszközök működésétől függően szakaszos vagy folyamatos is lehet, a bekeverést követően a talajt visszatöltik (LaGrega, Buckingham, and Evans 2001; Horváth, 2012).

Kémiai redukció/oxidáció

A kémiai redukció, illetve oxidáció *ex situ* kémiai kezelés szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas. A redukció, ill. oxidáció alkalmazása során kémiailag módosítják a veszélyes szennyező anyagot nem vagy kevésbé veszélyes anyaggá, amely stabilabb, kevésbé mobilis, és/vagy inert. A leggyakoribb oxidálószer az ózon, a hidrogén-peroxid, a klór és a klór-dioxid (LaGrega, Buckingham, and Evans 2001; Rosas et al., 2013).

A technológia leginkább szervesanyagok esetében alkalmazható, kevésbé hatékony a nem halogénezett illékony és közepesen illékony szerves vegyületek, motorhajtó anyagok és növényvédőszeres esetében (Tamás and Kovács, 2002). A szennyezőanyag tulajdonságai szerint kell megválasztani a kémiai reakciót. Nagymennyiségű és magas koncentrációban jelenlévő szennyezők ártalmatlanítására a módszer nem gazdaságos, mivel nagymennyiségű oxidálószerre van szükség (Horváth, 2012).

Biológiai stabilizálás

A biológiai stabilizáció alapvetően kétféle lehet. Az egyik, amikor maguk a növények, vagy a mikroorganizmusok immobilizálják a szennyezőanyagot azáltal, hogy sejteikben és szöveikben akkumulálják azt. Ez a biológiai megkötés, bioakkumuláció az organizmus élettartamára terjed ki, utána visszakerül az elemkörforgalomba, hacsak emberi beavatkozással nem kerül begyűjtésre és elkülönített további kezelésre. Ha a szennyezőanyagot elkülönítése a cél, akkor a biomassza külön kerül feldolgozásra (pl. energianövényként kerül hasznosításra), a fitoextrakció ezen az elven működik.

A biológiai stabilizáció másik fajtája eredményét tekintve nem különbözik a fizikai-kémiai stabilizációtól. A különbség csupán annyi, hogy a stabilizációhoz szükséges vegyületeket és külső körülményeket maguk a mikroorganizmusok, vagy a növények állítják elő. Ezek az élőlények lehetnek őshonosak, vagy a technológia hatékonyságának növelése, illetve sikere érdekében a kezelendő területre betelepítettek (Horváth, 2012).

A növények extracelluláris anyagok termelésével képesek kicsapni bizonyos szennyezőanyagokat a rhizoszférában (gyökérszóna). Egyes mikroorganizmusok extracelluláris poliszaccharidokat termelnek és így a fémeket a sejten kívüli térben tudják tartani. Más mikroorganizmusok a sejten belül kötik meg, majd a sejtfalba és a membránba építik be a szennyezőanyagokat, ezáltal védik magukat a szennyezőanyag toxikus hatásától. A növények gyökérrendszere igen nagy területet hálóz be, nagy felületet biztosít a fémek felvételéhez és a szerves anyagok lebontásához. A fémakkumuláló növényeket betakarítják, elégetik, a hamut pedig vagy veszélyes hulladéklerakóban helyezik el, vagy más módon ártalmatlanítják, illetve hasznosítják (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

Termikus stabilizálás (vitrifikáció)

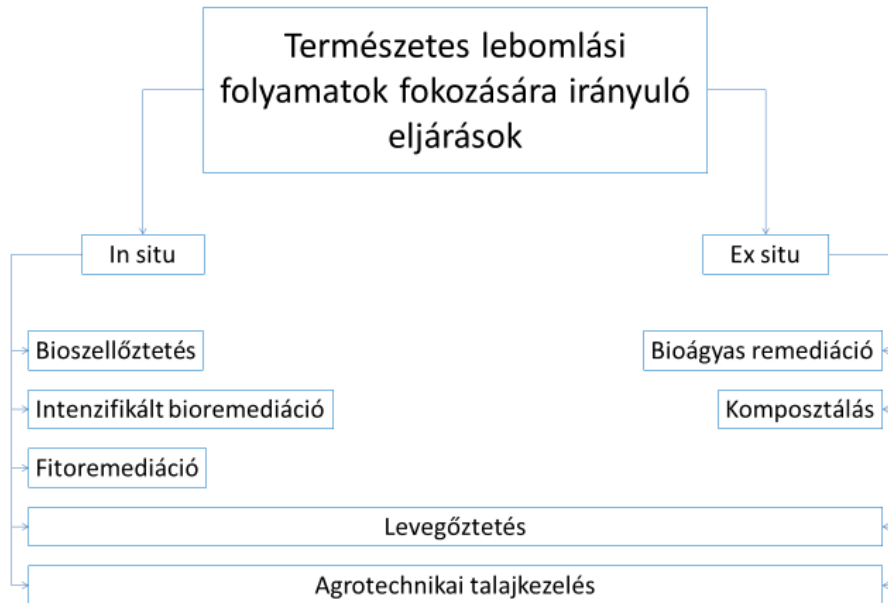
A szennyezett talajt talajmosás és frakcionálás után magas hőmérsékleten megolvasztják annak érdekében, hogy a szilikátokból amorf, vagy kristályos szerkezetű, üvegszerű anyag keletkezzen. A benne levő szennyezőanyag oldhatósága igen kicsi lesz. Az eljárás során 1200 °C-os vagy annál magasabb hőmérsékletet (1600 °C) alkalmaznak, amit fosszilis tüzelőanyagok elégetésével, vagy elektromos úton állítanak elő. Az eljárás során a szerves szennyezőanyagok a magas hőfokon deszorbeálódnak, elégnek vagy pirolizálódnak; a toxikus fémek pedig teljesen immobilissá válva beépülnek az üvegszerű szerkezetbe. Ily módon a nehézfémek és radioaktív anyagok toxikus hatása és mobilitása megszűnik. Az olvadékot a fémtartalomtól függően fel lehet használni (pl. útalap, kerámia termékek, cserepek, téglák), vagy veszélyes hulladéklerakóban lehet elhelyezni (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012; Nathanson and Schneider, 2014).

Ha az energiaközlést elektromos árammal végezzük, az eljárás *ex situ* és *in situ* technológiaként is alkalmazható. Ebben az esetben a talajba grafit elektródákat helyeznek, és a talajhoz örölt üveggépző keveréket (ún. frittet) kevernek, majd elektromos áram segítségével megolvasztják a talaj szilikátjait (Füleky, 2011; Horváth, 2012).

Nagyon fontos, hogy a beágyazást illetve termikus stabilizációt követően a pH függvényében kioldási és öregedési vizsgálatokkal győződjünk meg a szennyezés mobilitásáról (Fülek, 2011; Horváth, 2012).

6.4.2. A természetes folyamatok fokozására irányuló eljárások

A 6.2. ábra a természetes körülmények között végbemenő lebomlási, átalakulási folyamatokat elősegítő, illetve gyorsító kármentesítési eljárásokat foglalja össze.



6.2. ábra: A természetes lebomlási folyamatok fokozására irányuló eljárások

Bioszellőztetés

A bioszellőztetés szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas *in situ* biológiai eljárás. Ha a biodegradációhoz szükséges oxigénellátást a talajlevegő gyakori cseréjével oldják meg, talajszellőztetésről beszélünk. Az *in situ* biológiai módszerek közül a talajszellőztetéssel kombinált bioremediációt olyan esetekben célszerű alkalmazni, amikor a szennyező anyag a talaj telítetlen zónájában található. Ilyenkor a talaj szellőztetése a szennyezőanyagok bontását végző mikroorganizmusok számára biztosítja a megfelelő oxigénmennyiséget (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Fülek, 2011).

A bioszellőztetéses technológia során, az aerob úton degradálható vegyületek természetes *in situ* biodegradációja megy végbe a talajban eredetileg jelenlévő mikroorganizmusok által. Az eljárás eredményeként az oxigén-koncentráció megnövekszik a talajban, felgyorsítva a biodegradációs folyamatokat. Az alkalmazott levegő-áramlási sebesség kisebb a vákuum-extrakciós eljárásban alkalmazott áramlási sebességhez képest (Tamás and Kovács, 2002).

A bioszellőztetés eljárásokat sikeresen alkalmazták szénhidrogén származékokkal, nem klórozott oldószerekkel, bizonyos növényvédő-szerekkel, fakonzerváló szerekkel és egyéb szerves vegyületekkel szennyezett talajok remediációjára (Tamás and Kovács, 2002).

Levegőztetés

A levegőztetés felszín alatti és felszíni vizek, valamint csurgalékvíz kezelésére alkalmas *in situ* vagy *ex situ* fizikai kezelés. A levegőztetés során a víz és a levegő érintkezési felületét növeljük. Oxigén bevitelével a szennyezett felszín alatti vízben és a telítetlen talajrétegben a biodegradáció elősegíthető (LaGrega, Buckingham, and Evans, 2001; Vaccari, Strom, Alleman, 2006). A két fázis érintkezési felületének növelésére két módszer alkalmazható, az átbuborékoltatás, amely során levegőt buborékoltatunk át a folyadék fázison, és a bepermetezés, amikor cseppek formájában visszük a folyadékot az ellenáramú levegőbe.

Az eljárás közepesen illékony szerves vegyületekkel (SVOC), peszticidekkel és motorhajtó anyagokkal szennyezett vizek kezelésére alkalmas (Tamás and Kovács, 2002; Nathanson and Schneider, 2014).

Intenzifikált bioremediáció

Az intenzifikált bioremediáció felszíni, felszín alatti és csurgalékvizek *in situ* biológiai kezelésére alkalmas eljárás. A bioremediáció során a természetesen is lezajló lebontási folyamatokat a mikrobák életkörülményeinek javításával (tápanyag és oxigén-bevitel) és/vagy megfelelő mikroba-tenyésztéssel való beoltással intenzifikáljuk (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Vaccari, Strom and Alleman, 2006).

A szerves szennyezők biológiai lebontása talajvízben, felszíni vizekben vagy csurgalékvizekben az elektron akceptorok és a tápanyagok koncentrációjának növelésével fokozható. Az aerob biológiai lebontás során a fő elektron-akceptor az oxigén. Anaerob körülmények között a nitrát alternatív elektron-akceptorként működik. A talajvíz oxigéntartalmának növelése oxigén-befúvatással, vagy hidrogén-peroxid bejuttatásával érhető el. Anaerob körülmények között a bioremediáció gyorsítása érdekében nitrátot juttatnak a talajvízbe. Az intenzifikált bioremediációs eljárások jól alkalmazhatók üzemanyagok, toluol, benzol, etil-benzol és a xilol által okozott szennyezés lebontására (Tamás and Kovács, 2002; Nathanson and Schneider, 2014).

Agrotechnikai talajkezelés

A talajműveléses kezelés szennyezett talajok, üledékek és iszapok mentesítésére alkalmas *in situ* biológiai eljárás. Felszíni szennyezések esetén a biológiai lebontás elősegítése érdekében a szennyezett felszín közeli talajréteget felszántják, ezáltal a szennyezők aerob lebontásához szükséges oxigén bevitelével a lebontási folyamatok sebességét gyorsítják (Nathanson and Schneider, 2014).

A szántás periodikus ismétlésével, ill. segédanyagok alkalmazásával a hatások növelhető. A lebontás feltételeinek javításával még kedvezőbb körülményeket teremthetünk a mikroorganizmusok számára. Általában az alábbi paraméterek beállítására kerül sor (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001, Lukić et al., 2017):

- levegőztetés, keverés (szántással, talajlazítással),
- nedvességtartalom (öntözéssel),
- semleges kémhatás (talajmeszezéssel),
- egyéb adalékok talajba keverése (tápanyagok pl. nitrogén, foszfor kijuttatásával).

A gyakorlatban az eljárás paraffinok és származékaik, kis molekulású aromás, policiklikus aromás vegyületek esetében alkalmazható (Tamás and Kovács, 2002).

Az agrotechnikai talajkezelés *ex situ* módon, tehát kitermelést követően is alkalmazható eljárás. Ilyenkor a szennyezett talajt szigetelt „ágyakra” helyezik, és levegőztetés céljából időszakosan forgatják vagy szántják. A depóniákban a szennyezett talaj vastagsága kb. 0,45 m. A kármentesítési célértéket elérve a tisztított talajt a depóniából részben vagy egészben eltávolítják. Előnyös lehet csak a felső rész eltávolítása, majd a depónia alsó tisztított rétegeinek újbóli összekeverése a beérkező szennyezett talajjal, ugyanis így a tisztított talajban bent maradó aktív baktériumtenyészet gyorsabb lebontást eredményez (Tamás and Kovács, 2002; Vaccari, Strom and Alleman, 2006).

Fitoremediáció

A fitoremediáció során a specifikusan kiválasztott a természetben előforduló vagy génebeszeti úton előállított fém-akkumuláló növények (hiperakkumulátorok) és a rizoszférában lévő mikroorganizmusok segítségével a talajból, a felszíni és a felszín alatti vizekből a különböző szerves és szervetlen szennyező anyagok (szénhidrogének és klórozott származékaik, nehézfémek, stb.) eltávolítása, lebontása vagy lokalizációja történik (Tamás and Kovács, 2002; Vaccari, Strom and Alleman, 2006).

A kármentesítendő területen a talaj vagy üledék mikroszennyezőit a talajból kivonni, akkumulálni, átalakítani vagy más módon hatástalanítani képes növényi kultúra több éven keresztül történő termesztésével és a betakarítást követő kontrollált módon való megsemmisítésével a szennyezés eltávolítható és kis térfogatban koncentrálható. Az eljárás elvben mind a szerves szennyezők (degradáció), mind a nehézfémek eltávolítására (kumuláció) egyaránt alkalmas (Fülek, 2011).

Az eljárások csak olyan területen alkalmazhatók, ahol a növényzet életfeltételei adottak. A szennyező anyagok koncentrációja nem haladhatja meg a növények számára toxikus határértéket, illetve az eljárás csak akkor lehet eredményes, ha a növények gyökérzónája egybeesik a szennyezés helyével (Tamás and Kovács, 2002).

A fitoremediáción belül beszélhetünk fitodegradációról, fitostabilizációról, rizofiltrációról, és a fitoextrakcióról. A fitodegradáció során egyes növényfajok (vagy a

növények gyökerének mikroflórája) enzimatisus folyamatok során a veszélyes szerves szennyezőanyagokat ártalmatlan molekulákká (pl. vízzé, szén-dioxiddá) bontják le, illetve a szerves szennyezőanyagokat átalakítják. A fitostabilizáció során nehézfém-toleráns növények (pl. fűfélék) segítségével akadályozzák meg, hogy a szennyezett talajokból a nehézfémek a talajvízbe vagy a levegőbe jussanak. Az eljárás során a nehézfémek mozgását, vándorlását a növények segítségével gátolják meg. A rizofiltráció során növényi gyökerek segítségével kötik meg, halmozzák fel vagy csapják ki a nehézfémeket a szennyezett vizekből. A fitoextrakció során speciális fém-akkumuláló növényekkel vonják ki a nehézfémeket a talajból, melyek a növények könnyen betakarítható föld feletti szerveibe helyeződnek át. A kármentesítés során a szennyezett növényi biomasszát összegyűjtik és ellenőrzött körülmények között feldolgozzák (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Vaccari, Strom and Alleman, 2006).

Termesztett növényeink között is találunk nehézfém-akkumuláló növényfajokat, melyek főként a keresztesvirágúak (káposztafélék) és a fészkesvirágúak közé tartoznak (Tamás and Kovács, 2002).

Bioágyas remediáció

A bioágyas remediáció szennyezett talajok, üledékek és iszapok mentesítésére alkalmas *ex situ* biológiai eljárás. Az adalékokkal összekevert szennyezett talajt a talajfelszínen szétterítik.

A terület megfelelően előkészített, csurgalékvíz-gyűjtő rendszerrel és valamilyen levegőztetési lehetőséggel rendelkezik. A csurgalékvizet bioreaktorokban történő kezelés után visszaforgatják. A levegőztetést általában a szennyezett réteg alatt elhelyezett levegőztető rendszer biztosítja. A biológiai lebontás fokozható a tápanyag- és nedvesség-tartalom, az oxigén-tartalom, a megfelelő hőmérséklet és a kémhatás beállításával. A depónia magassága általában 2-3 m. A depónia lefedésére (felső szigetelés) is sor kerülhet a kipárolgás, a csapadék, és a napsugárzás elleni védelem miatt. Az eljárás elsősorban a szénhidrogénekkal szennyezett talajok tisztítására alkalmas (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Tamás and Kovács, 2002).

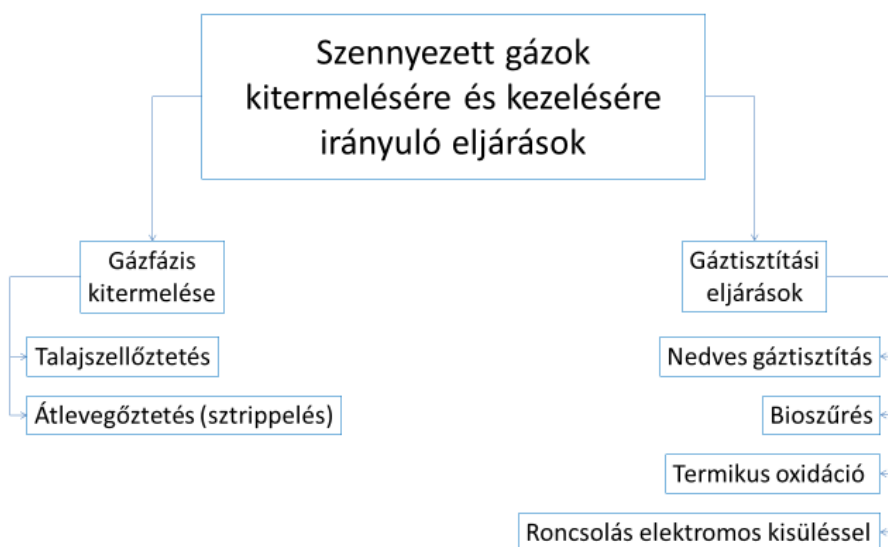
Komposztálás

A komposztálás szennyezett talajok, üledékek és iszapok mentesítésére alkalmas *ex situ* biológiai eljárás. A szennyezett talajt térfogatnövelő és szerves anyagokkal (mint pl. fakéreg, szalma, szerves trágya és egyéb zöld hulladékok) keverik.

A szükséges adalékokkal mikrobiológiai lebontáshoz szükséges aerob körülmények és a kívánt szén-nitrogén arány beállítható. A komposztálás során a hőtermeléssel járó (exoterm) mikrobiológiai bontás eredményeként a halom hőmérséklete eléri az 55-65 °C-ot. Legtöbb esetben a természetesen jelenlévő mikroorganizmus-állomány elegendő, de specifikus mikrobatorzsekkal való beoltás is lehetséges. (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Tamás és Kovács, 2002; Vaccari, Strom and Alleman, 2006).

6.4.3. A szennyezett gázok kitermelésére és kezelésére irányuló eljárások

A 6.3. ábra a gázhalmazállapotú szennyező anyagok szennyezett közegből történő eltávolítását, majd azt követően kezelését célzó eljárásokat foglalja össze.



6.3. ábra: A szennyezett gázok kitermelésére és kezelésére irányuló eljárások

Talajszellőztetés

Ha a talajt ért szennyeződés az illékonyságánál fogva a talajlevegőben terjedni tud (pl. illékony kőolajszármazékok: kerozin, gázolaj, benzin), az ártalmatlanítás talajszellőztetéssel elvégezhető. A művelet *in situ* és *ex situ* módon is kivitelezhető. A talajszellőztetés során az illékony szennyezőket a szennyezett talajrétegen átszívott vagy átnyomott megfelelő hőmérsékletű, nedvességtartalmú és sebességű levegőáram segítségével távolítják el. A kialakuló levegőáram hatására az illékony szerves szennyezők a talajrészecskékről leválnak, illetve a talaj pórusvizéből a talaj póruslevegőjébe kerülnek át. Végül a szennyező anyagok gőzeit tartalmazó levegőt aktív szénen, gázmosókban vagy katalitikus elégetéssel utókezelni/hasznosítani kell (Horváth, 2012).

Az *in situ* megoldásnál a szennyezés alá és fölé perforált csöveket helyeznek el. Az alsó csőkötegbe levegőt, esetenként forró gőzt sajtolnak, míg a felső csőkötegben elszívást alkalmaznak. Az elszívott talajgázokkal/vízgőzzel együtt az illékony szennyezés is távozik (Horváth, 2012; Nathanson and Schneider, 2014). A mélyen elhelyezkedő szennyezések, illetve alacsony áteresztőképességű talajok, vagy telített zónában elhelyezkedő szennyezések esetén légbefúvással is növelhető a technológia hatásfoka (Tamás and Kovács, 2002).

A szennyezés kivonásának hatékonyságát növeli, ha forró levegőt vagy gőzt juttatnak a szennyezett közeg alá. A gőzzel végzett sztrippelés az illékony és a kevésbé illékony összetevők talajvízből és szennyezett vízből való eltávolítására használt eljárás. A

módszer azonban csak akkor alkalmazható, ha a szennyeződés viszonylag alacsony hőmérsékleten is jó hatásfokkal deszorbeáltható a talajrészecskék felületéről (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

Az *ex situ* talajlevegőztetés alkalmazása során a kezelendő talajt ki kell termelni és zárt rendszerben, egyszerű, alacsony hőmérsékletű (max. 100 °C) termikus kezeléssel deszorbeáltatják, elszívják, majd adszorbensen megkötik a szennyezést. Kizárólag illékony szennyezők (pl. benzin) eltávolítására alkalmazzák. A módszer előnye, hogy a kitermelés során a talaj aprózódik, így átjárhatóbb, könnyebben hozzáférhetőbb lesz a levegő számára (Horváth, 2012).

Átlevegőztetés (sztrippelés)

A sztrippelés alapvetően egy tömegáramlásra alapuló eljárás, ami elősegíti a folyadékfázisban (talajoldat) lévő illékony anyagok gázfázisba (talajlevegő) történő átjutását, azáltal hogy a levegő a folyadékfázison keresztül halad (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001).

Az átlevegőztetés egyik formája a kutakkal kivitelezett sztrippeléses eljárás *in situ* fizikai módszer, felszín alatti és felszíni vizek és csurgalékvíz kezelésére alkalmas. Az eljárás során levegőt vezetünk egy kettősfalú kútba. Az illékony szerves vegyületek a levegőbuborékok hatására oldott fázisból gőz fázisba kerülnek a szennyezett talajvízből, ahonnan extrakcióval eltávolíthatók. A szennyezett levegő a kútban a víz felszínére kerül, a gőzöket kiszivattyúzás után extrakciós módszerrel kezeljük (Nathanson and Schneider, 2014). A kitermelés során a szennyező anyagok gőzei a környező telítetlen rétegből is eltávolításra kerülnek. Az eljárás során adalékanyagokat is juttathatunk a sztrippelő kútba, amellyel elősegíthető a biodegradáció (pl.: tápanyagok, elektron akceptorok, stb.). A klórozott szerves vegyületeket tartalmazó szennyezés esetén metán is alkalmazható a kometabolizmus folyamatának elősegítésére. A szennyezőanyagok közül az illékony szerves vegyületek és a motorhajtó anyagok kezelhetők a leghatékonyabban (Tamás and Kovács, 2002).

A levegővel történő sztrippelés *ex situ* is kivitelezhető. Az eljárás felszín alatti és felszíni vizek és csurgalékvíz kezelésére alkalmas. A folyamat során az illékony szerves vegyületeket elválasztjuk a felszín alatti víztől a szennyezett víz levegővel érintkező felületének növelésével. A levegőztetés történhet töltetes tornyokban, diffúz levegőztetőkkal, tálcás levegőztetőkkal és permetezéssel. Talajvíz tisztításakor töltetes tornyokat vagy levegőztető tartályokat alkalmazunk. A levegőztető tartályokban az illékony vegyületek sztrippelése buborékoltatással történik ellenáramban a kezelt vízzel (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Tamás és Kovács, 2002).

A sztrippelés, mint eljárás a legköltséghatékonyabb eljárásnak tekinthető az illékony szerves szennyezőkkel (VOC, volatile organic compounds) terhelt talajvíz kezelésére, ez különösen igaz, ha a szennyező anyag koncentrációja alacsony (< 200 mg/l) (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001).

Nedves gáztisztítás

A talajtisztítás során általános probléma a kitermelt talajgázban lévő gáz, gőz és por szennyeződések eltávolítása, melyet általában nedves gáztisztítási eljárások alkalmazásával lehet elvégezni. A nedves gáztisztítás során a porszemcséket folyadékkal nedvesítik, majd azok a mosófolyadékhoz kötődve a gázfázisból eltávolíthatók. A porszemcséknek és a folyadékfilm felületéhez való megkötődését vagy a folyadékba való bemosódását háromféleképpen lehet megoldani:

- átbuborékolatással,
- a gáz lehűtése során a porszemcsék kondenzációs magot képeznek, így felületükre a mosófolyadék lekondenzál,
- a porszemcséket a porlasztott folyadékcseppekkel ütköztetve a szilárd fázis megkötődik a folyadék felületén, illetve bemosódik a folyadékba.

A nedves porleválasztás során, ha a gázban olyan komponensek is vannak, amelyek a mosófolyadékban oldódnak, a gázabszorpció is végbemegy. A gyakorlatban többféle kialakítású gázmosó használata elterjedt, pl.: permetező/porlasztós mosók, töltetes tornyok, nedves dinamikus örvénymosók, tányéros tornyok, nedves centrifugális berendezések (rotációs mosók) és Venturi-mosók (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

Bioszűrés

A bioszűrés a véggázok és egyéb légszennyező anyagok kezelésére alkalmas *ex situ* eljárás. A technológiai folyamat során a gőz vagy gáz fázisú szerves szennyező anyagokat mikroflóra megtelepedését biztosító tölteten, vagy ágyazaton (talajágy, csepegtetőtest, filccel, gyapjúval, fahánccsal, stb. töltött oszlopok) szivattyúzzák át. A szennyező anyagok megkötődnek a nagyfelületű adszorbensen, majd a kialakult biofilmben élő mikroorganizmusok lebontják azokat. Az eljárás hatékonyságát a nedvességtartalom, a pH, a hőmérséklet és más tényezők is befolyásolják. A biodegradáció optimalizálására, adott esetekben specifikus baktériumtörzsek alkalmazása is bevett gyakorlat (Vaccari, Strom and Alleman, 2006).

A bioszűrő számos előnnyel rendelkezik a hagyományos aktív szenes szűrőkkel szemben. Biológiailag regenerálódik (nem szükséges regenerálni), ezért állandó ki tudjuk használni a teljes adszorpciós kapacitását. További előny, hogy a szennyező anyagok nemcsak leválasztásra kerülnek, hanem le is bomlanak. Elsősorban nem halogénezett illékony szerves vegyületek és motorhajtó anyagok (szénhidrogének) eltávolítására alkalmasak. (Tamás and Kovács, 2002; Füleky, 2011).

Termikus oxidáció

A termikus oxidáció szennyezett levegő kezelésére alkalmas *ex situ* eljárás. A szerves szennyezőanyagokat magas hőmérsékleten égetőkamrában szétromcsolják. A gáz

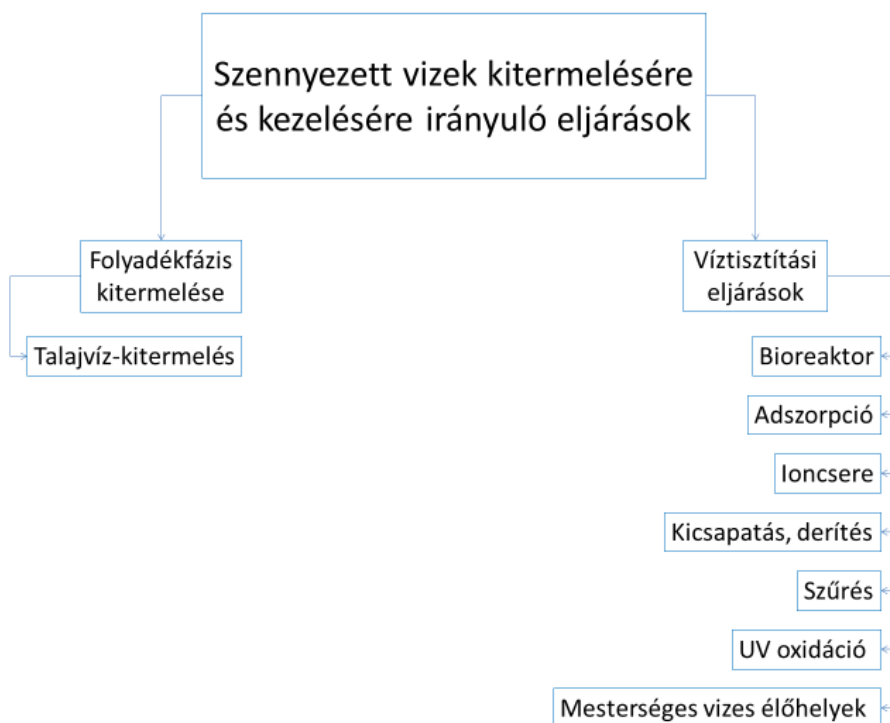
tartózkodási ideje általában kevesebb, mint egy másodperc. Az égetőkamra működési hőmérséklete 760-870°C. Katalizátor alkalmazásával az oxidáció sebessége nő, mert a katalizátor felületén a szennyezés és az oxigén adszorbeálódik ahol azok egymással kölcsönhatásba lépve szén-dioxid, víz stb. keletkezik. Katalizátor alkalmazásával lényegesen alacsonyabb hőmérséklet is elégséges (320-540°C) a VOC oxidációjához. Katalizátorként fémoxidokat, mint pl. nikkel-oxid, réz-oxid, mangán-dioxid vagy króm-dioxid, alkalmaznak, de nemesfémek, mint pl. platina, palládium is lehetséges (Tamás and Kovács, 2002; Füleky, 2011).

Roncsolás elektromos kisüléssel

Az elektromos kisüléssel végzett roncsolás szennyezett gázok kezelésére alkalmas eljárás. A technológia lényege, hogy nagyfeszültség segítségével az illékony komponenseket szobahőmérsékleten széttroncsolják (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Tamás and Kovács, 2002)

6.4.4. A szennyezett vizek kitermelésére és kezelésére irányuló eljárások

A 6.4. ábra a szennyezett talajvíz eltávolítását, és azt követően kezelését célzó eljárásokat foglalja össze.



6.4. ábra: A szennyezett vizek kitermelésére és kezelésére irányuló eljárások

Talajvíz-kitermelés

Szennyezett felszíni, felszín alatti és csurgalékvizek esetében alkalmazható eljárás a talajvíz-kitermelés. Talajvíz szennyezése esetén ez az egyik leggyakrabban alkalmazott mentesítési technológia. Az eljárás célja a szennyezőanyag kitermelése, vagy helyben tartása. Talajvíz-kitermelés során a vízáradó rétegből a szennyezett vizet kutakkal kitermelik, a felszínen kezelik és tisztítást követően a szennyezés mögé elhelyezett szikkasztó/szivárgó árkokba, vagy nyelető kutakba visszatáplálják. A szikkasztóba került víz újabb szennyezést old ki, mely a kitermelő depressziós kutakba mossa a szennyezést (Tamás and Kovács, 2002; Horváth, 2012).

Bioreaktor

A bioreaktoros eljárás felszín alatti és felszíni vizek, valamint csurgalékvíz kezelésére alkalmas *ex situ* biológiai kezelés. Az ipari és a kommunális szennyvizek tisztítása során régóta alkalmazott eljárás talajtisztítási célokra történő felhasználása. A kitermelt szennyező anyagokat tartalmazó felszín alatti vizeket reaktorokban fix filmes vagy szuszpendált állapotban lévő mikroorganizmusokkal hozzák érintkezésbe. A biológiai bomlás aerob úton történik, melynek során szén-dioxid, víz és új sejtanyag képződik (Tamás and Kovács, 2002; Nathanson and Schneider, 2014).

Számos eltérő bioreaktor típus létezik: szuszpenziós, eleveniszapos, fluidágyas, fix filmes reaktorok. A szuszpenziós rendszerekben a szennyezett vizet egy levegőztető medencében keringtetik. A mikroorganizmusok iszapot képeznek és leülepednek az ülepítő tartályban, ahonnan vagy visszavezetik a levegőztető medencébe vagy elszállítják és deponálják. A szilárd fázison fix filmes rendszerekben (forgó tárcsás vagy csepegtetőtestes) a mikroorganizmusok inert anyag felületén helyezkednek el, és a tisztítandó víz ezen a mátrixon áramlik keresztül (Füleky, 2011). A szennyezett vizek bioreaktorban történő kezelését gyakran megelőzi a szennyezett közeg homogenizálása, kémiai kezelése (nehézfémek kicsapátása, emulziók megbontása), fizikai fázisszétválasztás (csapadékok ülepítése, lebegő anyagok eltávolítása), és kondicionálása (tápanyagok adagolása, pH beállítása) (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001).

A bioreaktorokat elsősorban közepesen illékony szerves vegyületek, motorhajtó anyagként használt szénhidrogének és bizonyos egyéb biológiailag bontható szerves vegyületek eltávolítására használják (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001, Tamás and Kovács, 2002).

Adszorpció

Az adszorpción alapuló eljárások *ex situ* fizikai, kémiai kezelés, talajlevegő, felszín alatti és felszíni vizek, valamint csurgalékvizek kezelésére alkalmasak (Tamás és Kovács, 2002). Az adszorpció gáz, gőz, vagy folyadék halmazállapotú atomok, molekulák felhalmozódása, megkötődése a két fázis közötti határfelületen. A felület leggyakrabban szilárd anyag, de

lehet folyadék is. A felületen megkötött (adszorbeálódott) anyag általában gáz vagy folyékony halmazállapotú (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

Az adszorbensek az összetételük és felépítésük alapján szénbázisúak és oxidbázisúak lehetnek. A szénbázisú adszorbensek alapanyaga több mint 90%-ban szén. Nagy fajlagos felületük és hidrofób karakterük miatt jól alkalmazhatók nem poláros szerves anyagok megkötésére. A legfontosabb szénbázisú adszorbensek az aktív szén, az aktivált kokszt, a szénbázisú molekulaszűrők, a lignin, a cellulóz szivacs és a szénbázisú szintetikus gyanták. Az oxidbázisú adszorbensek alapanyaga többnyire SiO_2 és Al_2O_3 . Erősen hidrófil karakterűek, ezért a poláros vegyületeket hatékonyan kötik meg. A leggyakrabban alkalmazott oxidbázisú adszorbensek: szilikagél (szemcsézett kovasav), alumínium-oxid, zeolitok, agyagásványok (Tamás and Kovács, 2002; Horváth, 2012).

A megtisztított közeget ezután visszajuttatják az eredeti helyére, vagy valamilyen befogadóba. Az elhasznált, telítődött adszorbent vagy el kell távolítani a reaktorból, vagy regenerálni, deszorbeáltatni kell az adszorbeálódott anyagot (pl. termikus deszorpcióval) (Horváth, 2012).

Az adszorpción alapuló talajlevegő és talajvíz tisztítási eljárások többnyire *ex situ* eljárások, bár újabban kísérleteznek *in situ* megoldásokkal is, amikor szádfalakba épített adszorbensek segítségével a szennyező anyagokat a talajvíz felszín alatti áramlása közben távolítják el (Fülek, 2011; Horváth, 2012).

Ioncsere

Az ioncsere szennyezett felszíni, felszín alatti és csurgalékvizek kezelésére alkalmas *ex situ* kémiai eljárás. Az ioncsere során a vizes fázis ionjait az ioncserélő közeg ionjai váltják fel.

Ioncserélő közegként különböző gyanták (szintetikus szerves anyagok, szervesetlen természetes anyagok pl. zeolit) szolgálnak. A gyanta kapacitásának kimerítése után az ioncserélő közeg újra felhasználása regenerálás után lehetséges (Tamás and Kovács, 2002)

Kicsapatás, derítés

A kicsapatás és derítés szennyezett felszíni, felszín alatti és csurgalékvizek kezelésére alkalmas *ex situ* kémiai eljárás. A kicsapatás során a vízben oldott formában jelenlévő szennyezőket előbb szilárd, nem oldódó, kis átmérőjű szuszpendált részecské alakítjuk (kicsapatás), majd fázisválasztásra alkalmassá tesszük (koaguláció, flokkuláció) és eltávolítjuk (ülepítés, szűrés). A szilárd szemcsék méretének növelésével (flokkuláció) az ülepedés sebessége növelhető.

A módszert elsősorban nehézfémek és radioaktív izotópok eltávolítására alkalmazzák. Az eljárás gyakran csak előkezelés a kémiai oxidáció, vagy sztrippelés előtt (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Tamás and Kovács, 2002).

Szűrés

A szűrés az egyik legáltalánosabban használt elválasztás technikai művelet, amelyet a környezettechnológiai gyakorlatban általában a vízkezelés során alkalmaznak. A szűrendő részecske mérete és tulajdonságai alapján többféle technikai megoldás is lehetséges (mikro, ultra és nanoszűrés, membránszűrés, elektrodiálízis, fordított ozmózis). A szűrést gyakran megelőzi a szennyező anyagok koagulálása, flokkulálása (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Horváth, 2012).

UV oxidáció

Az UV oxidáció a felszínre szivattyúzott illetve felszíni szennyezett csurgalékvizek kezelésére alkalmas *ex situ* kémiai eljárás. A szennyezett talajvízben és a mosófolyadékokban található szerves szennyezők ultrabolya sugárzás, ózon, és/vagy hidrogén-peroxid alkalmazásával lebonthatók vékony rétegben szétterítve, vagy tartályban áramoltatva (Füleky, 2011).

Különösen hatékony kőolaj származékok, peszticidek, herbicidek és toxikus szerves anyagok (klórozott szénhidrogének) esetében. Az erős oxidálószer és az UV sugárzás a vízben található szerves szennyezőket széttroncsolja (Tamás and Kovács, 2002).

Mesterséges vizes élőhelyek

A mesterséges vizes élőhelyek felszín alatti, felszíni vizek és csurgalékvizek kezelésére is alkalmazhatók, ami *ex situ* biológiai kezelésnek minősül.

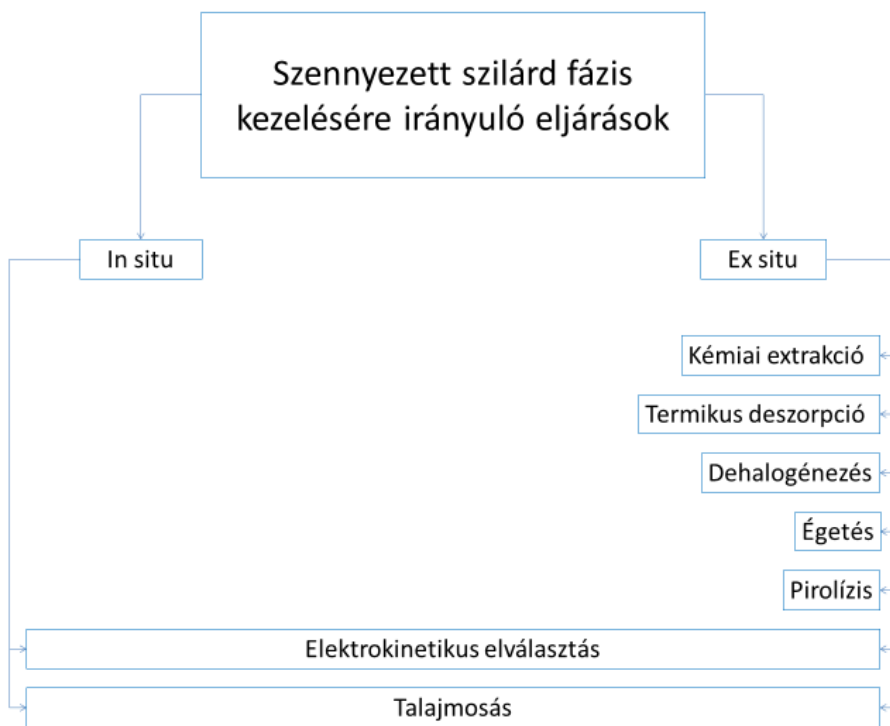
A mesterségesen kialakított vizes ökoszisztémákban a természetes geokémiai és biológiai folyamatokat használjuk ki. Az eljárás során a szűrő és degradációs hatás is érvényesülhet. Bár a technológia során a mikrobiális faunák, algák, és magasabb rendű növények társulásai is részt vesznek a szennyezett vizek tisztításában, a remediációért elsősorban a mikroorganizmusok áldásos tevékenysége felelős.

A mesterséges vizes élőhelyes technológia hosszú távon alkalmazott, évekig folyamatosan működtetett eljárás. Leginkább szennyvíz-kezelésben használatos a szerves anyagok, fémek, növényi tápanyagok és lebegő anyagok mennyiségének csökkentésére (Tamás and Kovács, 2002).

A mesterséges vizes élőhelyek tervezésénél az egyik legfontosabb tényező, hogy mennyi ideig tartózkodjon a szennyezett víz a kialakított területen. A hagyományos megközelítés szerint ez az időtartam gyakran több hetes tartózkodási idő jelentett. Ezzel szemben a napjainkban épített vizes élőhelyeken levegőztetés és az áramlási viszonyok szabályozása mellett a tartózkodási idő lecsökkenthető 1 hétre (Vaccari, Strom and Alleman, 2006).

6.4.5. A szennyezett szilárd fázis kezelésére irányuló eljárások

A 6.5. ábra a szennyezett szilárd fázis kezelését célzó eljárásokat foglalja össze.



6.5. ábra: A szennyezett szilárd fázis kezelésére irányuló eljárások

Elektrokinetikus elválasztás

Az elektrokinetikus elválasztás szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas *in situ* kémiai eljárás. Az elektrokémiai eljárások alkalmazása esetén a talajba vezetett elektródok állandó elektromos erőteret hoznak létre. A nehézfém- és a töltéssel rendelkező szerves ionok elektrooszmózissal, elektrolízissal és elektroforézissal eltávolíthatók. A művelet mind *in situ*, mind *ex situ* körülmények között alkalmazható (Füleky, 2011; Ottosen, 2014).

A potenciálkülönbség mobilizálja a töltéssel rendelkező ionokat, és a fém-ionok, ammónium ionok és más pozitív töltésű ionok (pozitív töltésű szerves vegyületek) a katód felé mozognak. Az anionok, mint pl. a klorid, cianid, fluorid, nitrát és egyéb negatív töltésű szerves ionok az anód felé vándorolnak. Az elektrokinetikus szeparáció során vagy eltávolítjuk az elektródákon felhalmozódott fémet, vagy a polaritás változtatásával valamilyen felületen megkötjük a szennyezést (Tamás and Kovács, 2002).

Talajmosás

A talajmosás az *ex situ* fizikai-kémiai talajkezelési eljárások közé tartozó, szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas eljárás (Tamás and Kovács, 2002).

Talajmosást akkor célszerű alkalmazni, ha a talajvíz már eleve szennyezett. Ebben az esetben a talaj megtisztítását a talajvíz kiszivattyúzásával és felszínen történő kezelésével kombináljuk. A kezelés során a szennyező anyagok nem bomlanak le, azokat a talaj/üledék felületéről lemossuk (Fülek, 2011; Horváth, 2012).

Az alkalmazott mosófolyadék a talajvíz és a szilárd fázis között megoszló, de dominánsan a szilárd fázishoz kötődő szennyezőket mobilizálja, oldékonyságukat megnöveli, vagyis a folyadék fázis szennyezőanyag koncentrációját növeli (Horváth, 2012). A talajmosás során a finom talajfrakciót elkülönítik a szennyezett talajból, mivel a szennyező anyagok legnagyobb része ott található adszorbeált formában. A mosóvízhez lúgos adalékot, felületaktív anyagot, szerves vagy ásványi savakat vagy kelátképző ágenst is adhatnak a szerves anyagok és a nehézfémek eltávolítása hatékonyságának fokozására (Tamás and Kovács, 2002; Horváth, 2012; Rosas et al., 2013).

A talajmosás során nagy mennyiségű szennyezett mosófolyadék keletkezik, amelyet utókezelni kell. A szerves anyagokat vagy biológiai úton lebontják, vagy adszorbenseken megkötik. A nehézfémeket ioncserével vagy csapadékképzéssel elehet a mosófolyadékból eltávolítani. A kitermelt víz tisztítás után szikkasztón keresztül visszajuttatható a talajba. A technológia lehetőséget ad arra is, hogy a szennyezés egy idő után a visszajuttatott, majd ismét kitermelt talajvízzel kimosódjon (Fülek, 2011; Horváth, 2012).

Az eljárás nem csak *ex situ*, hanem akár *in situ* módon is megvalósítható. Többnyire olajos és nehézfém szennyezések eltávolítására alkalmas (Horváth, 2012).

Kémiai extrakció

A kémiai extrakció szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas *ex situ* kémiai eljárás. A kémiai extrakció során a szennyezett talajt és az extrahálószer összekeverik egy extraktorban, ahol a szennyező anyag kioldódik a talajmátrixból. Az extraktumból ezt követően egy szeparátorban elválasztják a szennyező anyagot az extrahálószerből, előbbi további kezelésre kerül, utóbbi újrafelhasználásra. A kémiai extrakció során a szennyező anyagok nem bomlanak le, a szennyező anyagoknak a talajtól, üledéktől, illetve iszaptól való elválasztása történik csak, amely során a szennyezett közeg térfogata csökken. Az extrakció során szemben a talajmosással az extrahálószer nem víz vagy adalékokat tartalmazó víz, hanem egyéb extrahálószer (savak, szerves oldószerek).

A fizikai méret szerinti szétválasztás gyakran megelőzi a kémiai extrakciót, mivel a szennyező anyagok a finom talaj-frakcióban adszorbeálódnak legnagyobb mértékben, a szennyező anyag legnagyobb része a kicsi, de nagy felületű talajrészecskéken jellemző.

A talajextrakció eljárás jól alkalmazható PCB-k, illékony szerves vegyületek, halogénezett oldószerek és kőolaj-származékok esetén (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001, Tamás and Kovács, 2002).

Termikus deszorpció

A termikus deszorpció (reduktív közegben történő hőbontás) szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas *ex situ* eljárás. Célja a toxikus illó anyagok (illó szerves alkotók, illó nehézfémek (Hg), halogének, stb.) és a szilárd fázis külön áramba vezetése, ahol a reduktív közegben szétválasztják és kezelik az illó- és szilárd anyagokat (Tamás and Kovács, 2002).

Az alkalmazott berendezés külső fűtésű forgókemence, ahol a szennyezett talajt levegő kizárásával reduktív közegben vákuum alatt (elszívás 20-30 Pa.), alacsony hőmérsékleten (320-600 °C) hőbontással gáz-gőz fázisra és szilárd fázisra választja szét. Az elszívott gőzöket vivógáz vagy vákuum továbbítja egy gáz kezelő rendszerbe. A szerves szennyezők leválasztására ciklonokat, aktív szenes, vagy más töltetű adszorbereket, szűrőket alkalmaznak, esetleg elégetik, vagy biológiai úton lebontják (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Füleky, 2011).

Dehalogénezés

A dehalogénezés *ex situ* kémiai kezelés szennyezett talajok, üledékek és iszapok tisztítására alkalmas eljárás. Alkalmazható halogénezett közepesen illékony szerves vegyületekkel és növényvédőszerrel szennyezett közegek tisztítására. A halogénezett szerves vegyületekkel szennyezett talajokhoz reagenseket adagolnak, a folyamat során a halogén-tartalmat távolítják el, vagy részlegesen bontják, illetve elpárologtatják a szennyező anyagokat.

A poliklórozott aromás vegyületek (PCB) dehalogénezésére segédanyagként alkáli-polietilén-glikolátot alkalmaznak szakaszos reaktorban. Leggyakrabban kálium-polietilén-glikolátot kevernek a szennyezett talajhoz, magas hőmérsékletű (kb. 700-800 °C) reaktorban. A termikus reakció során a szennyezők (PCB, peszticidek) halogén atomja polietilén-glikolra cserélődik ki, a toxicitás lecsökken. A keletkező illékony bomlásgázokat kezelik, vagy további hasznosításra elnyeletik, esetleg elégetik és a keletkező hőt hasznosítják (Tamás and Kovács, 2002; Füleky, 2011).

A bázis-katalizált bontást az EPA dolgozta ki, amellyel klórozott szerves vegyületekkel, különösen PCB-vel, dioxinokkal és furán-származékokkal szennyezett talaj kezelhető. A darált talajt nátrium-karbonáttal keverik, majd 330°C fölé hevítik a keveréket, miközben a szennyező anyagok részlegesen bomlanak, illetve gázhalmazállapotba kerülnek. A gázokat elvezetik, kondenzálják, és külön kezelik (LaGrega, Buckingham and Evans, 2001; Tamás és Kovács, 2002).

Égetés

Az égetés szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas *ex situ* termikus eljárás. Magas hőmérsékleten, 870-1200°C-on égetik el (oxigén jelenlétében) a halogénezett és egyéb nehezen kezelhető, veszélyes szerves szennyezőket. A megfelelő égés gyakran csak kiegészítő fűtőanyaggal biztosítható. A távozó gázok és a salak kezelése

szükséges (LaGrega, Buckingham, and Evans, 2001; Tamás and Kovács, 2002, Füleky, 2011; Horváth, 2012;).

Az égetéses ártalmatlanítás legmagasabb hőfokon végzett technológiája a plazmaégetés. Speciálisan nehezen bontható és igen toxikus anyagok *ex situ* módszere, amely 1300 fok felett az anyagot alkotó atomjaira bontja. A művelet előnye, hogy minden szerves és szervetlen mikroszennyező környezetvédelmi ártalmatlanítására alkalmas. Hátránya a kis kapacitás és a rendkívül magas energia költségek (Tamás and Kovács, 2002; Horváth, 2012).

Pirolízis

A pirolízis szennyezett talajok, üledékek és iszapok kezelésére alkalmas *ex situ* termikus eljárás. A folyamat oxigén nélkül a szerves anyagokban hő hatására végbemenő kémiai lebomlás/átalakulás. A szerves anyagok különböző gázokra és szilárd anyagokra (pl. kocsz) bomlanak. A pirolízis során keletkező gázok éghetőek, mint pl. a szénmonoxid, hidrogén, metán, és egyéb szénhidrogének. A füstgázok hűtésekor távozó gázok kondenzációja során keletkező folyadékok: olaj, kátrány maradék és szennyezett víz. A pirolízis általában nyomás alatt, 430°C feletti hőmérsékleten zajlik le. A keletkező gázok és szennyezett víz további kezelést igényel (Tamás and Kovács, 2002; Füleky, 2011).

Felhasznált szakirodalom:

Bertin, H., E. Del Campo Estrada, and O. Atteia (2017) *Foam placement for soil remediation*, Environmental Chemistry 14 (5), 338-343.

Cappuyns, V. (2013) *Environmental impacts of soil remediation activities: quantitative and qualitative tools applied on three case studies*, Journal of Cleaner Production 52, 145-154.

Füleky Gy. (ed.) (2011) *Talajvédelem, talajtan*, Második, bővített kiadás, Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet, Veszprém, ISBN: 978-615-5044-28-1.

Horváth E. (2012) *A környezeti elemek kármentesítése és a károk elhárítása: a károkozó szennyezés eltávolítása és az eredeti állapot visszaállítása*, in Talajtan és talajökológia (Horváth E., ed.), Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet, Veszprém, 96-116, ISBN: 978-615-5044-49-6.

LaGrega, M. D., P. L. Buckingham, and J. C. Evans (2001) *Hazardous Waste Management*, Second edition, McGraw-Hill, New York, ISBN 0-07-118170-9.

Lukić, B., A. Panico, D. Huguenot, M. Fabbicino, E. D. van Hullebusch, and G. Esposito (2017) *A review on the efficiency of landfarming integrated with composting as a soil remediation treatment* Environmental Technology Reviews 6 (1), 94-116.

Nathanson, J. A. and R. A. Schneider (2014) *Basic Environmental Technology Water Supply, Waste Management and Pollution Control*, Pearson, ISBN 9780132840149.

O'Brien, P. L., T. M. DeSutter, F. X. M. Casey, A. F. Wick, and E. Khan (2017) *Evaluation of Soil Function Following Remediation of Petroleum Hydrocarbons—a Review of Current Remediation Techniques*, Current Pollution Reports 3 (3), 192-205.

Ottosen, L. M. (2014) *Electrokinetics in the Removal of Metal Ions from Soils*, in Encyclopedia of Applied Electrochemistry (Kreysa, G., K. Ota, and R. F. Savinell, eds.), Springer, 742-746, ISBN: 978-1-4419-6995-8.

Rosas, J. M., F. Vicente, A. Santos, and A. Romero (2013) *Soil remediation using soil washing followed by Fenton oxidation*, Chemical Engineering Journal 220, 125-132.

Tamás J. and Kovács E. (2002) *Talajremediáció*, Debreceni Egyetem, Agrártudományi Centrum, Debrecen, ISBN:936-472-6585.

Vaccari, D. A., P. F. Strom, and J. E. Alleman (2006) *Environmental Biology for Engineers and Scientists*, John Wiley & Sons, Inc., Hoboken, New Jersey, ISBN: 978-0-471-72239-7.

DUPress e-könyv

7. MUNKATÉRI ZAJ ÉS KEZELÉSE

7.1. BEVEZETÉS A TÉMAKÖRBE

Régóta ismert a tudomány számára, hogy a túlzott munkahelyi zajterhelés káros hatásokkal járhat az emberi egészségre. Az elmúlt 40 évben világszerte számos intézkedést fogantatosítottak a munkahelyi zajcsökkentés érdekében. A különböző kormányok a XX. század második felében általában szabályozták a munkavállalókat érhető maximális zajterheléseket (Thurston, 2013), azonban vannak még kivételek, nemcsak a harmadik világ országai között (Arenas and Suter 2014). Részben ennek is köszönhetően még napjainkban is emberek milliói vannak kitéve veszélyes zajexpozíciónak amely visszafordíthatatlan egészségkárosodást okozhat. A halláskárosodás a harmadik leggyakrabban előforduló megbetegedés a felnőtt emberek körében. Így a zaj okozta halláskárosodás (NIHL: noise induced hearing loss), amely globálisan mintegy 500 millió embert veszélyeztethet (Pawlaczyk-Luszczynska et al., 2013), a legrégebb óta és leggyakrabban vizsgált területe a zajvédelemnek. A potenciális káros hatást számos tényező befolyásolja, amelyek közül a terhelés nagyságán és jellegén kívül a zaj frekvenciája is kitüntetett szerepet visel (Mahendra Prashanth and Venugopalachar, 2011).

A munkahelyi zajterhelés halláskárosodáson túl számos más egészségkárosító hatással is bírhat. A kardiovaszkuláris megbetegedések közül különösen a magas vérnyomással mutat szoros összefüggést (Skogstad et al., 2016). Ezek mellett további nem kívánt egészségügyi hatások is jelentkezhetnek, mint például a kedvezőtlen reprodukciós eredmény (Ristovska, Laszlo, and Hansell 2014).

Összességében a munkatéri zajterhelés csökkent az 1980-as évek óta (Sliwinska-Kowalska and Davis, 2012), de még manapság is egy lényeges, nagyon sok embert érintő problémát képez. Ebben a fejezetben a munkatéri zajjal kapcsolatos veszélyességi szintek és kockázatok mellett a munkatéri zaj meghatározásáról, a munkahely jellemzőiről és a zajcsökkentési lehetőségekről lesz szó.

7.2. VESZÉLYESSÉGI SZINTEK ÉS KOCKÁZATOK

A kockázatértékelés az alapja a munkavállalókat érő, zajterheléssel összefüggő, és valószínűsíthetően abból eredő egészségüket és személyi biztonságukat veszélyeztető tényezők elleni védekezésnek. A kockázatértékelés magába foglalja a zajexpozíció következtében kockázatnak kitett munkavállalók azonosítását és az őket érő zajterhelés felmérését. A kockázatértékelés gyakorlati célja, hogy meghatározza a szükséges intézkedéseket, amennyiben a munkavállalót érő terhelés eléri vagy meghaladja a beavatkozási határértékeket (European Commission, 2008).

A hallószervünket érő zajterhelés hatásainak értékelése számos okból kifolyólag történhet a gyakorlatban (Franks, Stephenson, and Merry 1996):

- halláskárosodást eredményezhető kockázat azonosítása,
- a kommunikáció zavarása, vagy a hallható figyelmeztető jelzések elfedése jelenthet-e veszélyt a személy biztonságára,
- a halláskárosodás megelőzési programba bevonandó munkavállalók azonosítása,
- munkavállalókat érő expozíciók osztályozása, amely alapján a zajvédelmi intézkedések meghatározhatóak, rangsorolhatóak és megvalósíthatóak,
- zajforrások zajvédelmi célból történő értékelése,
- zajvédelmi intézkedések hatékonyságának értékelése.

7.2.1. A munkáltatók kötelezettségei

A munkáltatók kötelezettségeit az Európai Parlament és a Tanács 2003/10/EK irányelve (2003. február 6.) „a munkavállalók fizikai tényezők (zaj) hatásának való expozíciójára vonatkozó egészségügyi és biztonsági minimumkövetelményekről” dokumentum 4. cikke tartalmazza. A 4. cikk néhány vonatkozó kiemelt bekezdése (EC 2003):

- A munkáltatónak becsléssel meg kell határozni, és szükség esetén mérnie kell azt a zajszintet, amelynek munkavállalói ki vannak téve,
- Az alkalmazott módszereket és eszközöket a fennálló körülményekhez kell igazítani, különös tekintettel a mérendő zaj jellemzőire, az expozíció időtartamára, a környezeti tényezőkre és a mérőeszköz jellemzőire.
- Az alkalmazott módszerek mintavételezést is magukban foglalhatnak, amely reprezentatív adatként szolgálhat egy adott munkavállaló egyéni expozíciójára vonatkozóan.
- Az (1) bekezdésben említett becslést és mérést megfelelő időközönként a szakértő szolgálatok tervezik és végzik, különösen tekintettel a 89/391/EGK irányelv 7. cikkének a szükséges szakértő szolgálatokról vagy személyekről szóló rendelkezéseire. A zajexpozíció szintjének becslése, illetve mérése során összegyűjtött adatokat megfelelő formában megőrzik, hogy későbbi időpontban lehetőség legyen a konzultációra.

A meghatározott zajexpozíciós szint ismeretében a munkáltatónak figyelmet kell fordítania a 2003/10/EK irányelv 3. cikkében meghatározott expozíciós határértékekre és expozíciós beavatkozási határértékekre is. A 3. cikk (1) bekezdése szerint (EC 2003):

(1) Ennek az irányelvnek az alkalmazásában a napi zajexpozíció szintjére és a hangnyomás csúcsértékére vonatkozó expozíciós határértékek és expozíciós beavatkozási határértékek a következők:

- a) expozíciós határértékek: $L_{EX,8h} = 87 \text{ dB(A)}$, illetve $p_{csúcs} = 200 \text{ Pa}$ (azaz 140 dB(C) $20 \mu\text{Pa}$ -ra vonatkoztatva),

- b) felső expozíciós beavatkozási határértékek: $L_{EX,8h} = 85$ dB(A), illetve $p_{csúcs} = 140$ Pa (azaz 137 dB(C) 20 μ Pa-ra vonatkoztatva),
- c) alsó expozíciós beavatkozási határértékek: $L_{EX,8h} = 80$ dB(A), illetve $p_{csúcs} = 112$ Pa (azaz 135 dB(C) 20 μ Pa-ra vonatkoztatva).

A felsorolásban a) pont alatt szereplő expozíciós határértékek alkalmazásakor a munkavállalókat érő tényleges expozíció esetében figyelembe kell venni a munkavállaló által használt egyéni hallásvédő eszközök zajcsillapítását. A b) és c) pontban szereplő felső és alsó expozíciós beavatkozási határérték esetében a védőeszközök zajcsökkentő hatásait nem kell figyelembe venni.

Az irányelv megfelelően indokolt esetben - amikor a napi zajterhelés jelentősen ingadozik - lehetővé teszi heti expozíciós értékek alkalmazását, mind az expozíciós határértékek, mind a felső és alsó expozíciós beavatkozási határértékek alkalmazása esetében.

A beavatkozási határértékek olyan zajterhelési szintek, amelyek meghaladásakor zajcsökkentést célzó intézkedések megtételére van szükség. Az expozíciós határértékeket semmilyen esetben sem lépheti túl a munkavállalót érő zajterhelés.

7.2.2. A munkavállalók felelőssége

A munkavállalóknak segíteniük kell a zajterhelés meghatározása érdekében végzett méréseket azáltal, hogy megosztják ismereteiket a munkakörnyezetről, a használt eszközökről és a sajátos feladatokról (Franks, Stephenson, and Merry 1996). Továbbá együtt kell működniük a mérések során azáltal, hogy az általános napi munkarendjük szerint végzik a munkájukat, és így a mérési eredmények a valós terhelésüket megfelelően reprezentálhatják.

A munkavállalók közreműködése olyan esetekben is elengedhetetlen, ahol kizárólagos ismeretekkel rendelkeznek az adott munkaeszközök szakszerű üzemeltetésével kapcsolatban. Fontos szerepük lehet az általuk érzékelt zajkibocsátások változásának jelzése révén, ugyanis az eszközök öregedésükkel, vagy nem megfelelő karbantartásukkal jellemzően nagyobb zajexpozíciót eredményeznek. Kedvezőtlen, nem várt terhelésemelkedés a munkagépek áthelyezésének is lehet a következménye, amelyet szintén a gépkezelő észlelhet elsőként.

7.2.3. A munkatéri zaj kockázatát befolyásoló tényezők

A halláskárosodás jelenti a legalapvetőbb kockázatot, amely a munkatéri zajhoz kapcsolódik. Túlzott zajterhelésnek való hosszabb idejű kitettség károsíthatja a belső fület, amelynek következtében a munkavállaló kezdetben a magas frekvenciájú hangokat kevésbé, majd egyáltalán nem tudja érzékelni. A további terhelés növelheti a károsodás mértékét, amely az alacsonyabb frekvenciájú hangok észlelését is veszélyeztetheti.

Számos tényező befolyásolja a munkatéri zaj okozta halláskárosodás kockázatát. Néhány fontos elem ezek közül (Goetsch 2015):

- a zaj intenzitása (hangnyomásszint),
- a zaj típusa (szélessávú, keskenysávú, vagy impulzus),
- a napi terhelés időtartama,
- a terhelés teljes időtartama (évek száma),
- az egyén életkora,
- a hallószervi betegségek megléte,
- a környezet jellemzői, ahol a zajterhelés jelentkezik,
- az egyén és a zajforrás távolsága.

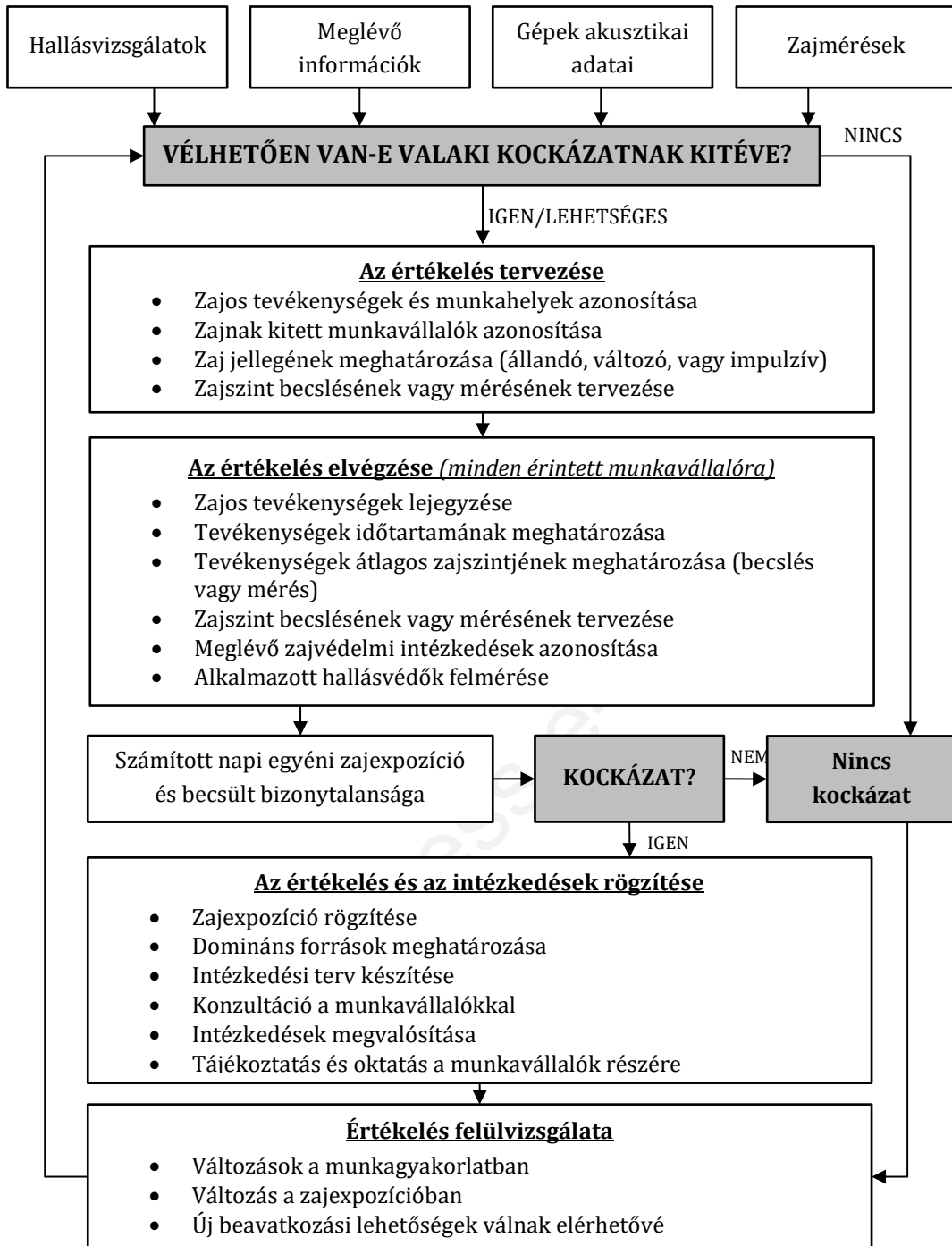
Ezen tényezők közül jellemzően az intenzitás, a frekvencia, az időtartam és a terhelés eloszlása a legkritikusabbak.

7.2.4. A zajjal összefüggő kockázatok értékelésének folyamata

A 7.1. ábrán látható a kockázat értékelésének folyamata. A kiindulási pont az, hogy az adott munkahelyen található-e olyan munkavállaló, aki ki van téve zajterhelésből fakadó kockázatnak. A kérdés megválaszolásához számos forrásból eredő információra támaszkodhatunk, úgymint munkahelyi hallásvizsgálatok eredményeire, használt berendezések gépkönyvi leírásaira, korábbi zajmérések eredményeire, stb. Amennyiben azonosításra kerül olyan munkavállaló, aki kockázatnak van kitéve, akkor a következő lépés az értékelés megtervezése. Ennek magába kell foglalnia a zajvédelmi szempontból problémás munkahelyek és berendezések meghatározását is. Fontos továbbá a zaj jellegének felmérése az időbeli karakterisztikája alapján. A munkaidőben az idő függvényében közel azonos zajexpozíciót eredményező állandó, illetve a lényegesen különböző terhelést okozó változó zajokon kívül megkülönböztetünk impulzív zajokat is, amelyek jellemzője a rövid időtartam alatt jelentkező nagy zajterhelés (például robbanás, pisztolylövés, stb.).

A tervezést követően az értékelést le kell folytatni, amelynek magába kell foglalnia a zajos tevékenységek jellemzőinek meghatározását, időtartamukat és a hozzájuk kapcsolódó zajterhelést. Az értékelés során figyelmet kell fordítani a már meglévő zajvédelmi intézkedésekre és a már alkalmazott hallásvédő eszközökre. Az értékelés alapján számítható a munkavállalókat érő napi zajexpozíció.

Az értékelés eredményeit dokumentálni kell, és azok alapján meg kell határozni a szükséges intézkedési lépéseket az expozíció megkívánt szintre történő csökkentése érdekében. A tervezett intézkedésekről az érintett munkavállalókkal célszerű konzultálni még azok megvalósítása előtt. Szükséges továbbá a kellő tájékoztatásuk és oktatásuk az intézkedések gyakorlati megvalósítását követően. Bármilyen későbbiekben jelentkező lényeges változás esetén az értékelés felülvizsgálata válhat indokoltá.



7.1. ábra A zajjal kapcsolatos kockázatok értékelésének folyamata (European Commission, 2008)

7.3. A MUNKATÉRI ZAJ MEGHATÁROZÁSA

Amennyiben a munkavállalót érő zajterhelés vélhetően eléri az alsó beavatkozási határértéket, akkor a zajexpozíció meghatározása szükségessé válik. A könnyen kivitelezhető megfigyelési ellenőrzések és egyszerű mérések segíthetnek annak eldöntésében, hogy hol található potenciális veszély.

7.3.1. Állandó zajok megfigyelése és egyszerű ellenőrzések

A munkavállalókat érő zajterhelés a zajszinttől és annak időbeli karakterisztikájától nagymértékben függ. A megfigyelési ellenőrzések segíthetnek annak eldöntésében, hogy az aktuális terhelés vélhetően meghaladja-e valamelyik határértéket. Közös a különböző megfigyelési módszerekben az, hogy csak megközelítő becslést végeznek, amelyet az eredmények értékelésekor szem előtt kell tartani. Egyszerű vizsgálati módszer adatai láthatóak a 7.1. táblázatban.

7.1. táblázat Egyszerű vizsgálat arra vonatkozóan, hogy szükség van-e kockázatértékelésre (Books HSE 2005)

Teszt	Valószínűsíthető hangnyomásszint [dB]	Kockázatértékelésre van szükség, ha a zaj átlépi ezt az időtartamot
A zaj zavaró, de normális beszélgetés megvalósítható	80	6 óra
Kiabálás szükséges a 2 m-re tartózkodó személlyel történő kommunikációhoz	85	2 óra
Kiabálás szükséges az 1 m-re tartózkodó személlyel történő kommunikációhoz	90	45 perc

A hangnyomásszint csúcserősségének becslésére nincsenek egyszerű megfigyelési ellenőrzések, azokat kizárólag a vonatkozó szabály előírásai szerinti méréssel lehet meghatározni (European Commission, 2008). A különböző impulzív zajforrásokhoz kapcsolódó hangnyomáscsúcserősségekről szolgáltat információt a 7.2. táblázat.

7.2. táblázat A hangnyomásszint jellemző csúcserősségei impulzív források esetén (European Commission, 2008)

Csúcserősség [dB(C)]	Hangforrás
160	Puskalövés, pisztolylovás, nagy kaliberű pisztoly, robbanóanyagok
155	Tűzijátékok, kis kaliberű pisztoly
150	
145	Próbalövés, ejtőkalapács, kovácskalapács, szegecselő
140	
135	Kézi kalapácsütés (fa és forró fém megmunkálása során)
130	

7.3.2. A meglévő információk felhasználása

Az egyéni zajexpozíció meghatározásához rendkívül fontos a munkavállaló tevékenységeihez kapcsolódó információk ismerete. Figyelembe kell venni az összes zajos tevékenységet és valamennyi forrásukat. A munkagépekre vonatkozóan hasznos információkat nyújthatnak a gépkönyvi leírások, ezek hiányában a gépek gyártói vagy szállítói adhatnak felvilágosítást az eszközök hangteljesítményszintjéről.

Az összes adatnak az aktuális munkakör körülményeit kell kielégítően tükröznie. Célszerű a bizonytalanság figyelembe vétele is a beavatkozási határértékeknek való megfelelés ellenőrzésekor. Valamint a munkatér egy adott pontjában a munkavállalót érő hangnyomásszintet a terem akusztikai tulajdonságai és a háttérzaj is jelentős mértékben befolyásolhatja.

7.3.3. A zajméréshez szükséges műszerek

Két alapvető típust szokás megkülönböztetni a munkatéri zajmérés műszerei között: a zajszintmérőt és a dózismérőt. Természetesen vannak olyan eszközök, amelyek mindkét célra használhatóak. A dózismérők a munkavállaló testére erősíthető zajszintmérők, amelyek jellemzően a teljes munkaidő alatt mérik a zajterhelést. Dózismérőt általában akkor szokás használni, ha a munkavállaló sokat változtatja a helyét, vagy a zajszintmérővel történő hozzáférhetőség erősen korlátozott. A dózismérők alkalmazásának egyik gyakori problémája, hogy többnyire szakember felügyelete nélkül történik az alkalmazásuk, ezért mérés során elállíthatják azt, torzíthatják különböző módokon az eredményeit, amely megbízhatatlanságot szülhet.

A hagyományos zajszintmérő alkalmazása esetén az eszközt kezelő személy jelenléte szükségszerű. Az aktuális és összesített mérési eredményeket közvetlenül leolvashatja a készülék kijelzőéről, vagy a készülék által történő adatrögzítést követően szabadon feldolgozhatja.

A mérőműszereket pontosság szerint különböző osztályokba sorolják. A 66/2005. (XII. 22.) EüM rendelet „a munkavállalókat érő zajexpozícióra vonatkozó minimális egészségi és biztonsági követelményekről” rendelkezése szerint munkatéri zajmérést legalább 1. pontossági osztályú integráló zajszintmérővel kell elvégezni, illetve a munkavállaló zajexpozíciójának ($L_{EX,8h}$) méréséhez megengedett a 2. pontossági osztályú integráló dózismérő alkalmazása.

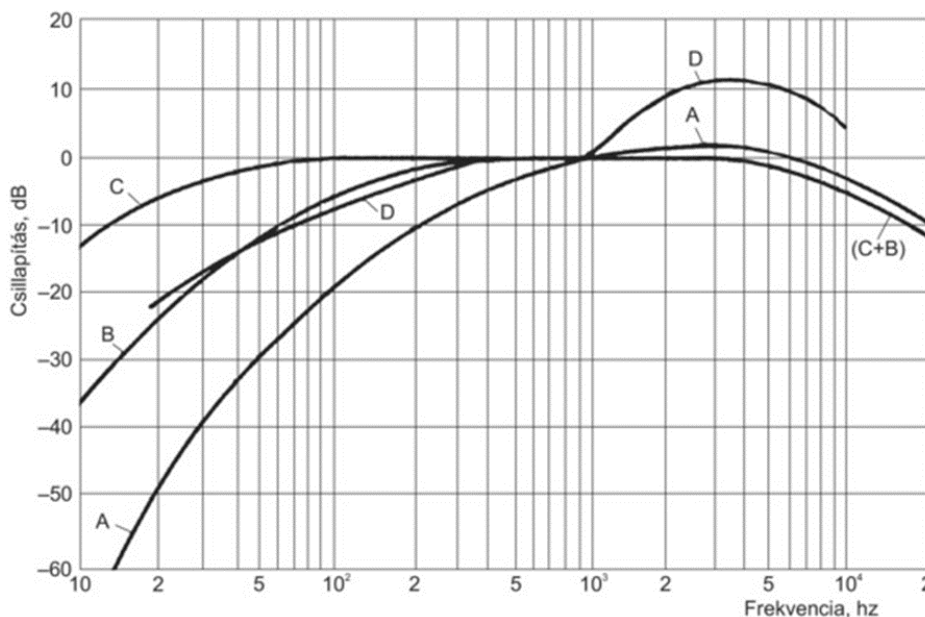
7.3.4. Mérési jellemzők

A zajszintmérőkön számos beállítási opció található és a műszerek jellemzően több paraméter egyidejű mérését végzik. A munkatéri zajmérések során gyakran alkalmazott beállítási lehetőségek láthatóak a 7.3. táblázatban.

7.3. táblázat Jellemző beállítási opciók zajszintmérőn (European Commission 2008)

Frekvenciasúlyozás	Időállandó	Funkció
A	F	max
C	S	SPL
L_{Lin}	P (vagy más jelölésben I)	L_{eq}

A munkatéri zajmérés során használt zajszintmérőkkel szemben elvárás, hogy alkalmasak legyenek A- és C-szűrővel történő súlyozott értékek meghatározására. Ezek a súlyozószűrők a mért értékeket a hang frekvenciájának függvényében módosítják. A 7.2. ábrán látható néhány súlyozószűrő, köztük az említett A- és C- szűrő is.



7.2. ábra Súlyozószűrők csillapítása a frekvencia függvényében (Barótfi 2003)

Az A-szűrő az ember hallásának frekvenciafüggését hivatott követni, vagy másképpen az A-szűrővel mért érték szolgál az emberi fül által érzékelt hang követésére. A C-szűrő, amint a 7.2. ábrán látható is, jóval kisebb korrekciókat alkalmaz a frekvencia függvényében, ezért ez a szűrő van legközelebb a „szűretlen” értékhez. A munkatéri zajmérések gyakorlatában a napi expozíciós értékhez az A-szűrőt, a csúcsértékhez a C-szűrőt kell használni.

Az időállandók mutatják a műszerek jeldetektálási sebességét. Három időállandót szabványosítottak:

- lassú (jele: S (slow)) időállandó, a leglassabb jelváltozási sebesség jellemzi, amely a gyors ingadozásokat kiegyenlíti,
- gyors (jele: F (fast)) a lassúnál gyorsabb jelváltozási sebességgel rendelkezik,

- impulzus vagy csúcs (jele: P (peak) vagy I (impulse) a hangnyomásszint csúcserőértékének követésére.

A 7.3. táblázatban megnevezett funkciók jelentése:

- max: az RMS (root mean square=négyzetes közép) vagy a Peak (csúcserőérték) maximuma a mérés időtartama alatt,
- SPL (sound pressure level=hangnyomásszint): a hangnyomásszint aktuális értéke,
- L_{eq} : egyenértékű hangnyomásszint, az átlagos hangnyomásszint a mérés ideje alatt. Az L_{Aeq} az A-szűrővel mért egyenértékű hangnyomásszintet, az L_{Ceq} a C-szűrővel mért egyenértékű hangnyomásszintet jelöli.

A mérési gyakorlatban a napi expozíció az SPL felhasználásával előállított L_{Aeq} érték alapján kerül értékelésre, míg a csúcserőérték C-szűrővel és csúcs (peak) időállandóval. Azokban az esetekben, amikor a munkavállaló egyéni hallásvédő eszközt visel, akkor a munkavállalót érő expozíció számításához az L_{Ceq} értéket kell használni.

7.3.5. A mérések kivitelezése

A műszerek használatát rendszerint a megfelelő időközönkénti kalibráció előzi meg. A mérések kivitelezése során az összes olyan zajos munkafázishoz szükséges mérést végezni, amely a munkavállaló napi tevékenységének részét képezi. A mérés során a mérést végző személynek kerülnie kell a mérőeszköz közelében való tartózkodást, hogy a testéről visszaverődő hanghullámok ne befolyásolják kedvezőtlenül a mérés megbízhatóságát. A műszert a testétől legalább karnyújtásnyi távolságra célszerű tartania, állvány használata esetén a műszertől pedig legalább 50 cm távolságban tartózkodjon. Amennyiben az érintett munkavállaló is jelen van, akkor a műszert a munkavállaló fejmagasságában kell tartani, a fejétől legalább 15 cm-re (European Commission, 2008), de legfeljebb 50 cm-re.

A mérések időtartamát a zaj jellegéhez szükséges igazítani. Állandó zajok esetében rövid idejű mintavételes mérés elegendő lehet, ekkor az SPL értékben jelentős ingadozások nem fordulhatnak elő, az L_{eq} érték rövid időben belül egy adott szint környékére beáll. Változó zajok esetében szükség lehet a mérési idő növelésére, ciklusos jellegű tevékenység esetében teljes ciklus alatti mérésre. A mérések során tanácsos rögzíteni a következőket (European Commission, 2008):

- azon munkavállaló vagy munkavállalók megnevezését, akikre a vonatkozó zajexpozíció meghatározása a mérés célja,
- a mérés alatti munkavégzés leírását, főbb jellemzőit,
- a mérés helyszínét,
- a mért értékeket és a mérés időtartamát,
- a háttérzaj értékét, amennyiben az szignifikáns,

- a zajterhelés tipikus időtartamát, vagy az események számát a mérés ideje alatt, továbbá az események összes számát egy munkanap során,
- a munkavállaló által viselt hallásvédő eszközöket.

7.3.6. A mérési eredményeket befolyásoló hibák és egyéb tényezők

A mérések során az esetleges hibalehetőségeket el kell kerülni. A hibák kiküszöböléséhez elengedhetetlen feltétel, hogy különbséget tudjunk tenni a hibaforrások és a természetes változók között. A 7.4. táblázat néhány fontos, a mérési eredményt befolyásoló tényezőt vesz számba.

7.4. táblázat A mérési eredményt befolyásoló tényezők (Books HSE 2005)

Tényező	Kezelése
Mikrofont vagy kábelt érő behatások	Hiba
Szél által okozott zaj	Hiba
Visszaverődések a mérő személy testfelületéről a mikrofonba	Hiba
Rádióból, hangosításból, stb. származó zaj	Mérés része
Beszéd (megfigyelt személyé)	Lehetőség szerint kizárni a mérésből
Beszéd (más személyeké)	Mérés része
Helyi hangnyomásszint (háttérzaj) változásai	Természetes változó
Kéziszerszámok zaja	Természetes változó
Fül közeli zajszint	Természetes változó
Egyes tevékenységek időtartama	Természetes változó

Amennyiben a mérés során azt tapasztaljuk, hogy különböző hibaforrások jelentős mértékben hozzájárultak a mérési eredményhez, akkor a mérés korrekcióra szorul. Ha ez nem tehető meg akkor a mérési eredményt el kell vetni és szükség esetén a zajmérést meg kell ismételni.

7.3.7. Fülhöz közeli zaj mérése

A hagyományos zajszintmérők vagy dózismérők nem használhatóak, olyan esetekben amikor a zajforrás a fülhöz közel található. Ilyen lehet például kommunikációs fejhallgató, vagy fülhallgató, illetve védősisak vagy motoros sisak viselése esetén jelentkező zajterhelés. Ekkor a mérési eljárások összetettségük miatt meglehetősen különböznek a korábban ismertetetteknél. Két technikát alkalmaznak a gyakorlatban a fülben lévő mérésekre: a MIRE (microphone in real ear) és a HATS (head and torso simulator) módszereket. A két mérési típus követelményeit az EN ISO 11904-1:2002 (MIRE) és az ISO 11904 2:2004 (HATS) szabványok tartalmazzák. Összetettségük miatt itt részletesebb ismertetésükre nem kerül sor.

7.3.8. A vizsgálati eredmények értékelése

A munkavállalókat érő napi zajterhelés az egyes szakaszokhoz tartozó szintekből és időtartamokból kiszámítható. Több egyszerű metódus alkalmazható, úgymint grafikonok, szerkesztődiagramok és számítógépes programok használata. Egyik egyszerű módszer az expozíciós pontok (EP) összegzésével történő számítás, ahol egyetlen zajexpozíciós pont 65 dB(A) egyéni napi zajexpozíciónak felel meg. Az eljárás lépései a következők (European Commission, 2008):

- 1. A 7.5. táblázatból az egyenértékű A hangnyomásszinthez (L_{Aeq}) tartozó expozíciós pont kiolvasása.
- 2. a) Az expozíciós pont értékének megszorozása a vonatkozó időtartammal (órák számával), vagy
b) Elkülönült (diszkrét) zajesemények esetén a teljes expozíciós pontokhoz (TEP) az expozíciós pontok számát (EP) az időtartam (t) mellett az események napi számával (N) is meg kell szorozni, majd a mérés során bekövetkezett eseményszámmal (m) el kell osztani.

$$TEP = \frac{EP * t * N}{m} \quad (7.1)$$

- 3. A napi összes terheléshez tartozó expozíciós pontok összegzése.
- 4. Nap zajterhelés ($L_{EX,d}$) kiolvasása a 7.5. táblázat 3. oszlopából a 2. oszlopban szereplő expozíciós pontszám alapján.
- 5. Amennyiben a heti zajterhelési szint meghatározása is szükséges, akkor a heti összes expozíciós pontok összegzését követően az eredményt el kell osztani 5-tel.

7.5. táblázat Zajexpozíciós pontok számítási táblázata (European Commission, 2008)

Egyenértékű A-hangnyomásszint L_{Aeq} [dB(A)]	Expozíciós pontok EP	Napi zajexpozíció $L_{EX,d}$ [dB(A)]
104	100	95
103	800	94
102	640	93
101	500	92
100	400	91
99	320	90
98	250	89
97	20	88
96	160	87
95	130	86
94	100	85
93	80	84
92	64	83
91	50	82
90	40	81
89	32	80
88	25	79
87	20	78
86	16	77
85	13	76
84	10	75
83	8,0	
82	6,4	
81	5,0	
80	4,	
79	3,2	
78	2,5	
77	2,0	
76	1,6	
75	1,3	

Az ismertetett számítási módszerhez kapcsolódó példa látható a 7.6. táblázatban.

7.6. táblázat Példa a napi zajterhelés kiszámítására zajexpozíciós pontok segítségével

Tevékenységek	L_{Aeq} [dB(A)]	Mérés időtartama [s]	Expozíció időtartama [h]	Expozíciós pontok számítása
Tevékenység 1	92	240	1	$92*1=92$
Tevékenység 2	93	180	0,75	$80*0,75=60$
Tevékenység 3	89	300	3	$32*3=96$
Tevékenység 4	96	240	2	$160*2=320$
Tevékenység 5	75	60	1,5	$1,3*1,5=1,95$
Összes expozíciós pont				569,95
Napi expozíció szintje	92 és 93 dB(A) között			

A 7.6. táblázatban szemléltetett expozíciós pontok segítségével történő zajterhelés számítás egyik nagy előnye, hogy egyértelmű képet nyújt számunkra, hogy mely tevékenységek kritikusak a munkahelyi zaj szempontjából. Azon tevékenységek, amelyekhez magas expozíciós pontérték tartozik, nagymértékben járulnak hozzá a napi terheléshez, ezért ezt célszerű figyelembe venni a beavatkozást célzó, zajcsökkentésre irányuló intézkedések tervezése során.

A műszeres mérések során mérik L_{Aeq} paramétert, amelyek ismeretében a $L_{EX,d}$ a következőképpen számítható:

$$L_{EX,d} = 10 \log_{10} \left[\frac{1}{T_0} \sum_{i=1}^n T_i * 10^{0,1 * L_{Aeq,i}} \right] \quad (7.2)$$

Ahol:

- n : a munkanapba tartozó elkülönült időszakok száma,
- T_0 : a 8 órás (28 800 másodperc) megítélési idő,
- T_i : az i -edik időszak időtartama másodpercben,
- $L_{Aeq,i}$: az i -edik időszak alatt mért egyenértékű A-hangnyomásszint.

Megjegyzés: a képletben szereplő $L_{EX,d}$ paramétert szokás $L_{EX,8h}$ jelöléssel is megadni a 8 órás megítélési idő miatt.

Amennyiben a napi zajexpozíció értékek a hét különböző napjain jelentős ingadozást mutatnak, akkor indokolt a heti expozíciós érték meghatározása a következők szerint:

$$L_{EX,w} = 10 \log_{10} \left[\frac{1}{5} \sum_{i=1}^m 10^{0,1 * L_{EX,d,i}} \right] \quad (7.3)$$

Ahol:

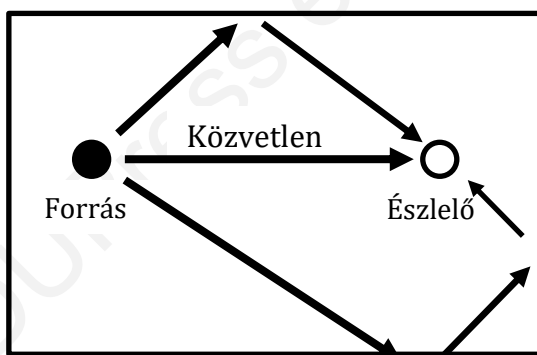
- $L_{EX,d,i}$: a napi zajexpozíciók a hét minden egyes m munkanapján.

7.4. A MUNKAHELY JELLEMZŐI

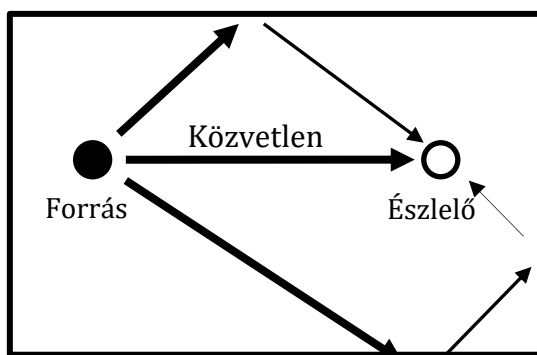
A tér, amelyben a munkavállalók végzik napi tevékenységüket, jelentős hatással van az őket érő zajexpozícióra. Számos gyakorlati példa mutatja, hogy a munkakörnyezet megfelelő átalakításával jelentős zajvédelmi eredmények érhetőek el. Ezeknek az alapja a zárt térben történő hangterjedést meghatározó tényezők, amelyek közül néhány lényeges elem ismertetésére kerül sor a következőkben.

7.4.1. Visszaverődés és hangelnyelés

A zajforrásból kibocsátott hang felülethatárra érkezve részben visszaverődik és részben behatol a másik közegbe. A behatolt hangenergia egy része elnyelődik, másik része pedig továbbterjed az új közegben. Ez a jelenség játszódik le mindig, amikor zárt munkatérben a terjedő hanghullámok akadályba, például a terem falába ütköznek. Ezáltal a terem falának a tér akusztikai tulajdonságai szempontjából komoly jelentősége van, ugyanis a fal jellemzőitől függő mértékben veri vissza a felületére beeső különböző frekvenciájú zajokat. A térben dolgozó munkavállalót érő zajexpozíció a hozzá a forrásból közvetlenül érkező zaj és a különböző felületekről többszörösen visszaverődő zajok eredője. Ez felveti annak a lehetőségét, hogy amennyiben jó hangelnyelő anyagok alkalmazásával csökkentjük a teremben a hangvisszaverődéseket, akkor az egyént érő zajterhelés is csökkenthető.



7.3. ábra Zárt térben történő közvetlen és visszavert hangterjedés rossz hangelnyelő falak esetében



7.4. ábra Zárt térben történő közvetlen és visszavert hangterjedés jó hangelnyelő falak esetében

Zárt térben a visszaverődésekben tapasztalható különbségek szemléltetésére jó példa egy nagy templombelső és egy szekrényekkel, iratokat tartalmazó polcokkal telezsúfolt iroda. A templom kőfalai jó hangvisszaverőek, ennek megfelelően a falakra érkező hangenergia visszaverődik a térbe és egy zengőbb érzetet kelt. Ezzel szemben az iroda esetében a jó hangelnyelő szekrények, iratokkal és könyvekkel megpakolt polcok pedig nagyon kevés hangenergiát vernek vissza a zárt térbe.

A munkavállalót érő zajterhelés természetesen erősen függ a zajforrástól való távolságtól. Minél messzebb tartózkodik az egyén a forrástól, az őt érő terhelést annál nagyobb mértékben befolyásolják a terem akusztikai paraméterei. Ezért a zárt teret a forrástól való távolság alapján a következő három részre osztjuk fel:

- közeltér: ez a forrás közvetlen közelében található,
- közvetlen hangtér: ebben a térrészben a forrásból közvetlenül érkező hang dominál,
- visszavert hangtér: ebben a térrészben a visszavert hangok dominálnak, ennek megfelelően ezt a részt szokás zengő térnek is nevezni.

A hatékony zajvédelmi intézkedések szempontjából fontos lehet tudni, hogy az érintett munkavállaló melyik térrészben tartózkodik. Különböző térrészekben különböző beavatkozások bizonyulhatnak a leghatékonyabbnak.

7.4.2. A terem jellemzői

A visszaverődések és elnyelések kapcsán említésre került, hogy egy adott térben ezek jellemzői jelentős mértékben meghatározzák az adott pontban mérhető hangnyomásszintet. Ennek megfelelően a zárt terekben a visszaverődések leírására használják az úgynevezett utózengési időt, amely a zajszint lecsengési idejéhez kapcsolódó szabványosított mutató. Egy zajjal terhelt térben a zajforrás lekapcsolása után az addig eltelt időt értjük alatta, ameddig a hangnyomásszint 60 dB-lel csökken. Általános jelölése T_r és másodpercben szokás megadni. Egy adott térben történő meghatározásához vagy impulzus jellegű zajforrást (pl. pisztolylövés), vagy olyan állandó zajt (pl. fehérzaj) használnak, ami hirtelen elhallgat. Az utózengési idő meghatározza a helyiség felhasználhatóságát is. A 7.7 táblázat néhány jellemző T_r értéket tartalmaz.

7.7. táblázat Az utózengési idő (T_r) jellemző megközelítő értékei néhány terem típus esetében

Helyiség típusa	Utózengési idő megközelítő értéke [s]
Hangstúdió	0
Hálószoba	0,5
Hangversenyterem	1-2
Templom, katedrális	3<

A zárt termek akusztikai hatását a forrástól való távolság függvényében a hang lecsengésével is lehet vizsgálni. Ilyen jellemző paraméter a DL_2 , amely azt mutatja meg, hogy a forrástól való távolság megkétszerezésével milyen arányban csökken a zajszint (European Commission, 2008). Szabad térben a távolság megkétszerezésével a hangnyomásszint 6 dB-lel csökken ($DL_2=6$ dB ebben az esetben). A terem egy adott pontján a szabad térben lévő zajszintcsökkenéshez képesti különbséget a terem zajerősítésének vagy hangnyomás-többletnek nevezik és DL_f -fel jelölik. Néhány általános megjegyzés a teremakusztikai paraméterekkel kapcsolatban (European Commission, 2008):

Egy teremben az elnyelődések magas értéke (alacsony visszaverődések) magas DL_2 értéknek, valamint alacsony DL_f és T_r értéknek felelnek meg,

- A DL_2 , DL_f és T_r értékek frekvenciafüggőek, oktáv (vagy terc) sávokra meghatározhatóak,
- A DL_2 , DL_f és T_r paraméterek függenek a terem térfogatától.

A hangterjedési görbék (SAK: sound propagation curves) (Fuchs, 2013) segítségével vizsgálható például egy zajvédelmi beavatkozás hatásossága. A távolság függvényében mért hangnyomásszint-csökkenés mellett jellemzően a szabadtéri csökkenést is szokás ábrázolni. A hangterjedési görbék ábrázolásával szemléletesen össze lehet hasonlítani például egy zajvédelmi intézkedéssorozat előtti és utáni állapot közötti különbséget.

7.5. ZAJCSÖKKENTÉSI LEHETŐSÉGEK

A munkahelyi zaj csökkentésére számos mérnöki és szervezési intézkedés állhat rendelkezésre. Egyszerű átszervezési beavatkozásoktól kezdve komplex, akusztikai tervezést és megvalósítást igénylő intézkedésekig nagyon széles a skála. Közös bennük, hogy a zajexpozíciót a megkívánt szintre célozzák meg visszaszorítani.

További általános jellemző, hogy a beavatkozások hatékonysága a kezelni kívánt zaj frekvenciájával változik, vagyis a frekvencia ismeretében, azokhoz igazítottan célszerű kiválasztani a legtöbb esetben a zajvédelmi teendőket. A zaj elleni védekezésül szolgáló elemek akusztikai teljesítménye a frekvencia növekedésével általában nő, bár nem minden esetben. Általánosan jellemző vonás az is, hogy az alacsonyabb frekvenciájú zajok kezelése több nehézséget okoz, mint a magas frekvenciájú zajoké. Továbbá vannak bizonyos frekvenciasávok, ahol az elemek akusztikai teljesítménye alacsonyabb, ezeket a tervezéskor figyelembe kell venni.

7.5.1. Zajcsökkentési módszerek típusai

Zajcsökkentési beavatkozásnál cél a számításba vehető lehetőségek közül a legmegfelelőbb megoldás kiválasztása. Egy beavatkozás értékelésénél természetesen nemcsak az elérhető zajcsökkentést, hanem annak költségét és az esetlegesen jelentkező

korlátozó tényezők hatásait is mérlegelni kell. A zajcsökkentési módszereket három nagyobb csoportba szokás sorolni (European Commission, 2008):

- Zajelhárítási intézkedések:

Munkaszervezéssel, folyamattervezéssel és az eszközök rendelkezésre bocsátásával elérhető intézkedések. Célszerű már a tervezéskor figyelembe venni ezen szempontokat, ugyanis ekkor bizonyulnak a leghatékonyabbaknak és a legalacsonyabb költségráfordítással megvalósíthatóaknak. Esetlegesen később felmerülő további problémák megelőzhetőek ilyen beavatkozásokkal.

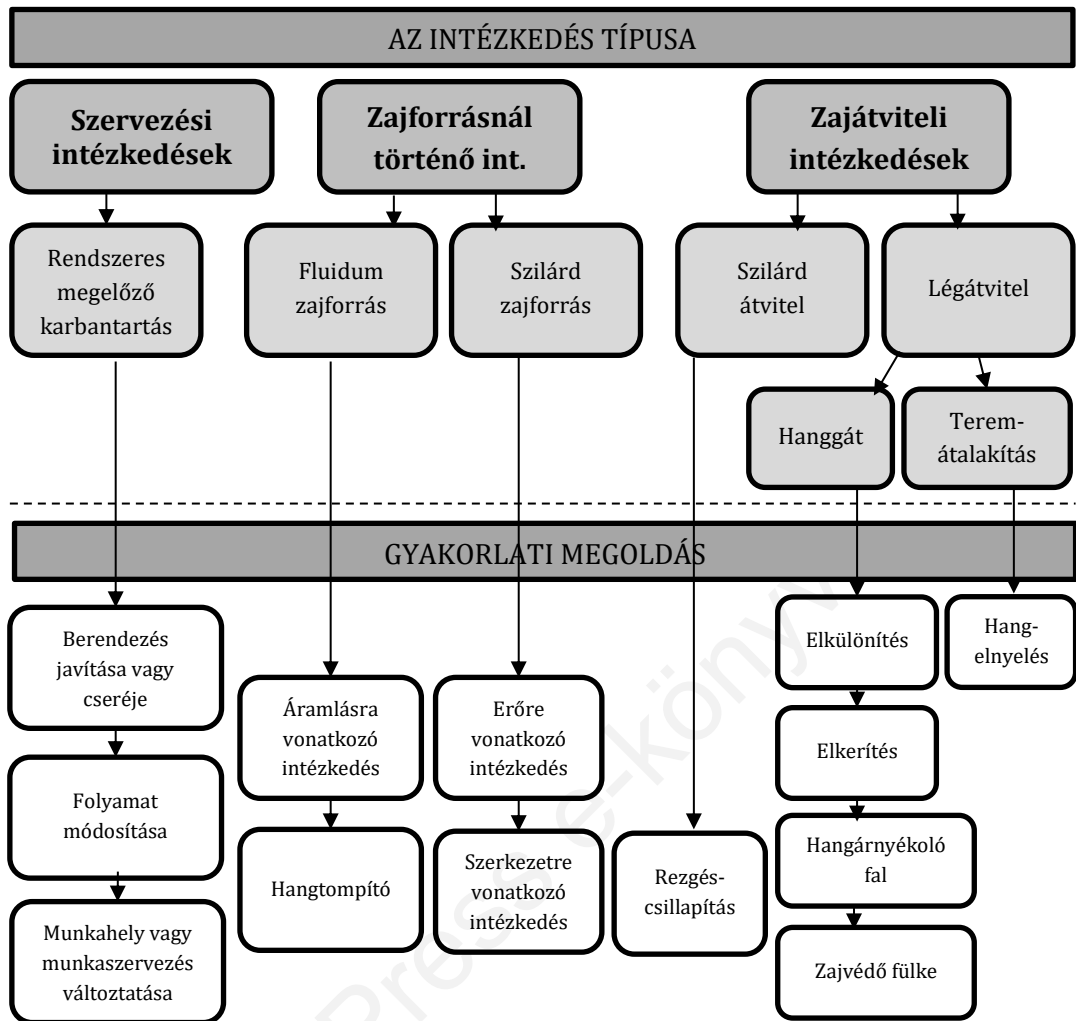
- A zajforrásnál bevezetett intézkedések:

Kifejezetten a forrásnál történő beavatkozások a legnagyobb előnyt és legkedvezőbb hatást biztosíthatják, ugyanis ekkor a térrész zajexpozíciója minden más beavatkozás nélkül is jelentősen csökkenthető. Itt nemcsak költséges, a berendezést jelentősen érintő beavatkozásokra kell gondolni, hanem sok esetben egyszerű trükkökkel, praktikákkal is lehet célt érni.

- Zajátviteli intézkedések:

A zaj terjedésének gátlását a legszélesebb körben alkalmazzák, mert sok esetben nem érinti sem a berendezést, sem a munkaszervezést. A gyakorlati hatékonyságuk az adott akusztikai helyzettől függ, bizonyos esetekben kifejezetten kedvező hatásúak, más helyzetekben jelentős költségráfordítás mellett sem alkalmasak a kívánt cél elérésére.

Az intézkedések típusát és gyakorlati megoldásukat a 7.5. ábra szemlélteti.



7.5. ábra Munkahelyi zajcsökkentési intézkedések típusai és gyakorlati megoldásuk (European Commission, 2008)

A zaj a legtöbb esetben egy szükséges alaptevékenység nemkívánatos mellékterméke (Domokos and Horváth, 2011). Ezért az első lépés az alaptevékenység vizsgálata, ténylegesen indokolt-e a tevékenység jelenlegi formában történő végzése. Ha nélkülözhetetlen a tevékenység, akkor a következő lépés annak vizsgálata, van-e lehetőség a teljesítménye csökkentésére. A források teljesítményszintje csökkenthető a zajt okozó hangkeltési mechanizmusok megváltozásával, valamint a tevékenység mechanikai teljesítményének csökkentésével (Domokos and Horváth, 2011). Teljesítményszint csökkentésre más lehetőségek állnak rendelkezésre mechanikai zajforrásoknál (pl. rezgészigetelések kialakítása, ütközésvédők beiktatása, felületi egyenletesség biztosítása, stb.), áramlási eredetű zajforrásoknál (pl. áramlási sebesség csökkentése, dipólusok kialakítása, stb.), illetve termikus eredetű zajforrásoknál (pl. egyenletes áramlási és hőtani feltételek biztosítása, lamináris láng alkalmazása, egyenletes éghetőanyag és levegő hozzávezetés, stb.).

A 7.8., 7.9., és 7.10. táblázatok különböző intézkedések során figyelembe veendő gyakorlati szempontokat, javaslatokat tartalmazza a teljesség igénye nélkül.

7.8. táblázat Szervezési intézkedések és a hozzájuk kapcsolódó gyakorlati szempontok (European Commission, 2008 alapján)

Intézkedés típusa	Fő jellemző	Gyakorlati szempontok
Szervezési intézkedések	Berendezések javítása vagy cseréje	<ul style="list-style-type: none"> - csökkentett zajkibocsátású berendezések beszerzése - rendszeres ellenőrzése a gépek zajkibocsátásának - karbantartás fontossága (jó állapotú gép kisebb zajkibocsátást eredményez)
	Folyamatfejlesztés	<ul style="list-style-type: none"> - kisebb zajterhelést eredményező folyamatnak ugyanazt a célt kell szolgálnia - kisebb zajterhelés gyakran együtt jár a magasabb hatékonysággal és minőséggel - jelentéktelen folyamatok is járhatnak nagy zajjal - folyamat paramétereinek testreszabása
	Munkahely és munkaszervezés	<ul style="list-style-type: none"> - munkatér megfelelő elrendezése - munkaszervezés - berendezések és munkavállalók helyzete a munkatérben - munkafolyamatok szervezésénél zajvédelmi szempontok figyelembevétele - csökkentett zajkibocsátással járó munkamódszerek, munkavégzési elvek alkalmazása (például leejtés helyett lerakás, robbanómotor helyett elektromos hajtás, hangjelzés helyett fényjelzés, stb.)

7.9. táblázat Zajforrásnál történő beavatkozások és a hozzájuk kapcsolódó gyakorlati szempontok
(European Commission, 2008 alapján)

Intézkedés típusa	Fő jellemző	Gyakorlati szempontok
Zajforrásnál történő beavatkozás	Fluidum források	<ul style="list-style-type: none"> - áramlási sebesség csökkentése - felületminőség javítása - akadályok kezelése - éles könyökök, hirtelen szakaszváltozások (pl. csővezetékknél) kerülése - hangtompítók alkalmazása (hangelnyelő anyagokat tartalmazó, geometriai formán alapuló reaktív, illetve expanziós hangtompítók)
	Szilárd források	<ul style="list-style-type: none"> - súrlódás csökkentése - ütközések kerülése - erő egyenletességének biztosítása - mozgási energia csökkentése (sebesség, mozgó részek tömegének csökkentése, stb.) - rezonancia meggátlása (szerkezeti tömeg, illetve keménység változtatásával) - szerkezeti tompítók (pl. burkolatok) alkalmazása - rosszabb rezgéstovábbító anyagok használata

7.10. táblázat Zajátviteli intézkedések és a hozzájuk kapcsolódó gyakorlati szempontok (European Commission, 2008 alapján)

Intézkedés típusa	Fő jellemző	Gyakorlati szempontok
Zajátviteli intézkedések	Légátvitel gátlása elkülönítéssel	<ul style="list-style-type: none"> - munkahely részeinek elkülönítése falakkal - mozgás és hozzáférés kérdésének figyelembevétele - általában a nagytömegű felületek nagyobb hangszigetelést nyújtanak - célszerű többrétegű falakat alkalmazni - nyílások akusztikai tervezése - tömítetlenségek kezelése - frekvenciafüggés figyelembevétele
	Légátvitel gátlása tokozással, elkerítéssel	<ul style="list-style-type: none"> - hozzáférés figyelembevétele - elkerített rész nyitvatartási kötelezettségei (pl. szellőzés, anyagmozgatás, stb miatt) - nyitások kezelése - elkerítésen belüli hangnyomásszint növekedés szem előtt tartása - a berendezés leválasztása a tokozásról, elkerítésről - a zajvédő fülkék is egyéni intézkedések, ezért végső megoldások - fülkék esetén a kint és bent tartózkodások ideje - fülkék egyéb szempontjai (pl. hőmérséklet, szellőzés, kommunikáció, stb.)
	Légátvitel gátlása hangárnyékoló falakkal	<ul style="list-style-type: none"> - megfelelő magasság, elhelyezkedés biztosítása - falak borítása hangelnyelő anyaggal
	Terem hangelnyelése	<ul style="list-style-type: none"> - visszaverődések és elnyelések kezelése - teremakusztikai paraméterek a használati célnak megfelelő beállítása
	Szilárd átvitel gátlása	<ul style="list-style-type: none"> - szerkezeti és egészségi károsodások elhárítása rezgéscsillapítással - rezgő elem környezetéhez való kapcsolódásainak kezelése

Felhasznált szakirodalom:

Arenas, Jorge P, and Alice H Suter. (2014) "Comparison of Occupational Noise Legislation in the Americas: An Overview and Analysis." *Noise & Health* 16 (72). Medknow Publications and Media Pvt. Ltd.: 306–19. doi:10.4103/1463-1741.140511.

Barótfi, István (2003) *Környezettechnika*. Budapest: Mezőgazda.

Health and Safety Executive Books (2005) *Controlling Noise at Work*. Second Edi. London: HSE Books.

Domokos, Endre, and Béla Horváth, eds. (2011) *Zaj- És Rezgésvédelem*. 2nded. Veszprém: Pannon Egyetem - Környezetmérnöki Intézet.

EC (2003) "Directive 2003/10/EC of 6 February 2003 on the Minimum Health and Safety Requirements Regarding the Exposure of Workers to the Risks Arising from Physical Agents (Noise)." *Official Journal of the European Union* L 42 (46): 38–44. <http://osha.europa.eu/legislation/directives/exposure-to-physical-hazards/osh-directives/82>.

European Commission (2008) "How to Avoid or Reduce the Exposure of Workers to Noise at Work – Non-Binding Guide to Good Practice for the Application of Directive 2003/10/EC." doi:10.2767/61482.

Franks, John Robert, M R Stephenson, and C J Merry (1996) *Preventing Occupational Hearing Loss: A Practical Guide*. US Dept. of Health and Human Services, Public Health Service, Centers for Disease Control and Prevention, National Institute for Occupational Safety and Health, Division of Biomedical and Behavioral Science, Physical Agents Effects Branch.

Fuchs, Helmut (2013) *Applied Acoustics: Concepts, Absorbers, and Silencers for Acoustical Comfort and Noise Control: Alternative Solutions - Innovative Tools - Practical Examples*. *Applied Acoustics: Concepts, Absorbers, and Silencers for Acoustical Comfort and Noise Control: Alternative Solutions - Innovative Tools - Practical Examples*. Vol. 9783642293. doi:10.1007/978-3-642-29367-2.

Goetsch, David L. (2015) *Occupational Safety and Health for Technologists, Engineers, and Managers*. 8th Editio. Harlow: Pearson.

Mahendra Prashanth, K V, and Sridhar Venugopalachar (2011) "The Possible Influence of Noise Frequency Components on the Health of Exposed Industrial Workers--a Review." *Noise & Health* 13 (50). Medknow Publications and Media Pvt. Ltd.: 16–25. doi:10.4103/1463-1741.73996.

Pawlaczyk-Luszczynska, Malgorzata, Adam Dudarewicz, Kamil Zaborowski, Malgorzata Zamojska, and Mariola Sliwinska-Kowalska (2013) "Noise Induced Hearing Loss: Research in Central, Eastern and South-Eastern Europe and Newly Independent States." *Noise & Health* 15 (62). Medknow Publications and Media Pvt. Ltd.: 55–66. doi:10.4103/1463-1741.107157.

Ristovska, Gordana, Helga Laszlo, and Anna Hansell (2014) "Reproductive Outcomes Associated with Noise Exposure — A Systematic Review of the Literature." *International Journal of Environmental Research and Public Health* 11 (8). Multidisciplinary Digital Publishing Institute: 7931–52. doi:10.3390/ijerph110807931.

Skogstad, M., H. A. Johannessen, T. Tynes, I. S. Mehlum, K.-C. Nordby, and A. Lie (2016) "Systematic Review of the Cardiovascular Effects of Occupational Noise." *Occupational Medicine* 66 (1). Oxford University Press: 10–16. doi:10.1093/occmed/kqv148.

Sliwinska-Kowalska, Mariola, and Adrian Davis (2012) "Noise-Induced Hearing Loss." *Noise and Health* 14 (61). Medknow Publications and Media Pvt. Ltd.: 274. doi:10.4103/1463-1741.104893.

Thurston, Floyd E (2013) "The Worker's Ear: A History of Noise-Induced Hearing Loss." *American Journal of Industrial Medicine* 56 (3). Wiley Subscription Services, Inc., A Wiley Company: 367–77. doi:10.1002/ajim.22095.

DUPress e-könyv