

Magyarország célba ér



Készült

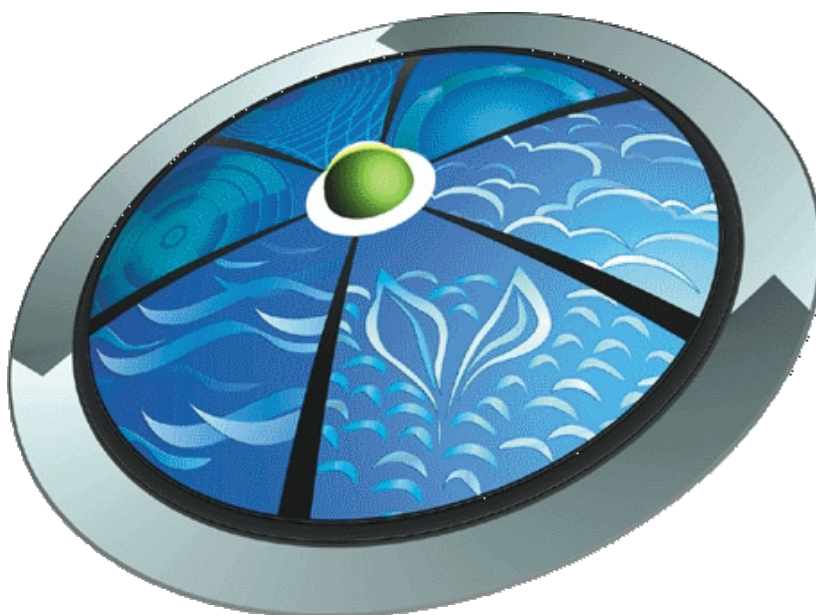
a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 azonosítójú
„A Felsőoktatás szerkezeti és tartalmi fejlesztése”
című pályázat keretében.

Konzorciumvezető: Pannon Egyetem



Környezetmérnöki Tudástár

Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre



10. kötet

Vízgazdálkodás – Szennyvíztisztítás

Szerkesztő: Dr. Kárpáti Árpád

Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet

Magyarország célba ér



Készült
a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 azonosítójú
„A Felsőoktatás szerkezeti és tartalmi fejlesztése”
című pályázat keretében.
Konzorciumvezető: Pannon Egyetem



Környezetmérnöki Tudástár

Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre

10. kötet

Vízgazdálkodás - szennyvíztisztítás

Szerkesztő: Dr. Kárpáti Árpád

Szerzők:

Dr. Kárpáti Árpád

Dr. Vermes László

ISBN: 978-615-5044-35-9

3. bővített kiadás – 2011
Első kiadás: 2008
Veszprém
Pannon Egyetem – Környezetmérnöki Intézet

Környezetmérnöki Tudástár

eddig megjelent kötetei

01. Környezetföldtan
02. Környezetgazdálkodás
03. Talajvédelem, talajtan
04. Egészségvédelem
05. Környezeti analitika
06. Környezetvédelmi műszaki technológiák, technológiai rendszerek modellezése, ipari technológiák és szennyezéseik
07. Környezettan
08. Földünk állapota
09. Környezeti kémia
10. Vízgazdálkodás-Szennyvíztisztítás
11. Levegőtisztaság-védelem
12. Hulladékgazdálkodás
13. Zaj- és rezgésvédelem
14. Sugárvédelem
15. Természet- és tájvédelem
16. Környezetinformatika
17. Környezetállapot-értékelés, Magyarország környezeti állapota, monitorozás
18. Környezetmenedzsment rendszerek
19. Hulladékgazdálkodás II.
20. Környezetmenedzsment és a környezetjog
21. Környezetvédelmi energetika
22. Transzportfolyamatok a környezetvédelemben
23. Környezetinformatika II.
24. Talajtan és talajökológia
25. Rezgési spektroszkópia

Felhasználási feltételek:

Az anyag a Creative Commons „Nevezd meg!-Ne add el!-Így add tovább!” 2.5 Magyarország Licenc feltételeinek megfelelően szabadon felhasználható.



Nevezd meg! — A szerző vagy a jogosult által meghatározott módon fel kell tüntetned a műhöz kapcsolódó információkat (pl. a szerző nevét vagy álnévét, a Mű címét).



Ne add el! — Ezt a művet nem használhatod fel kereskedelmi célokra.



Így add tovább! — Ha megváltoztatod, átalakítod, feldolgozod ezt a művet, az így létrejött alkotást csak a jelenlegivel megegyező licenc alatt terjesztheted.

További felhasználás esetén feltétlenül hivatkozni kell
arra, hogy

"Az anyag a HEFOP 3.3.1-P.-2004-0900152/1.0 téma
keretében készült a Pannon Egyetemen."

Részletes információk a következő címen találhatóak:

<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.5/hu/>

Tartalomjegyzék

1	<i>A szennyvíztisztítás célja.....</i>	8
	Hivatkozások.....	11
2	<i>A szennyvizek fajtái, keletkezésük.....</i>	13
2.1	Lakossági szennyvizek	13
2.2	Ipari szennyvizek	16
2.3	Szennyvizekbe kerülő hígító vizek és hatásuk	19
2.4	A különböző szennyvizek fajlagos mennyiségei.	20
2.5	A közcsontra hatása a lakossági szennyvíz összetételére.....	22
	Hivatkozások.....	24
3	<i>A szennyvizek tisztítás társadalmi célja és jogi követelményei</i>	25
3.1	Szennyvíztisztítási követelményeinek alakulása Magyarországon	27
	Hivatkozások.....	31
4	<i>A szennyvíztisztítás folyamatai, főbb műveletei, műtárgyai.....</i>	32
4.1	A szennyvízcsatorna, mint biológiai reaktor	32
	Hivatkozások.....	39
4.2	Szennyvíz fogadása, átemelése, durva szűrése	40
	Hivatkozások.....	42
4.3	Finom lebegő szennyezők eltávolítása	43
	Hivatkozások.....	46
4.4	Szerves szennyezők átalakítása, szeparációja, iszaphozama	47
	Hagyományos szerves anyag eltávolító eleveniszapos rendszerek	58
	Hivatkozások.....	68
4.5	Többllet-nitrogén eltávolítása.....	69
	Általános kinetika, s a nitrifikáció feltételei	71
	A nitrifikáció különleges környezet-érzékenysége.....	74
	Nitrogéneltávolító eljárások különböző konfigurációi.....	78
	A szennyvíz nitrogénfeleslegének a kémiai eltávolítása	90
	Hivatkozások.....	92
4.6	Többlletfoszfor eltávolítása	95
	Foszfor biológiai eltávolításának növelése	96
	Együttes nitrogén- és foszforeltávolítás eleveniszapos rendszerben	101
	Vegyszeres foszforeltávolítás.....	118
	Gyakorlati szempontok	122
	Hivatkozások.....	126
4.7	Az iszap szeparációja és recirkuláltatása	130
	Hivatkozások.....	136
4.8	Iszaphozam	137
	Hivatkozások.....	145

4.9	Az eleveniszapos szennyvíztisztítás részműveletei és kiépítésük	146
	Hivatkozások.....	164
4.10	Biofilmes szennyvíztisztítás.....	165
	Hivatkozások.....	170
4.11	Aerob granulált iszapkozások	171
	Hivatkozások.....	173
4.12	Hazai szennyvíztisztítás típusválasztása (Kárpáti, 2003b)	175
	Hivatkozások.....	176
5	<i>Szennyvíziszapok továbbfeldolgozása</i>	177
	Hivatkozások.....	179
5.1	Izapvíztelenítés.....	180
5.2	Anaerob iszaprothasztás.....	180
	Az anaerob szennyvíziszap rothasztást befolyásoló tényezők.....	184
	Biológiai lebonthatóság és biogáz hozam.....	189
	A biológiai lebonthatóság növelése előkezeléssel	192
	Anaerob rothasztás tervezése	193
	Hidraulikus tartózkodási idő	193
	Izapterhelés.....	194
	Keverés	195
	Rothasztó kialakítása	195
	Technológiai változatok	197
	Üzemeltetés és szabályozása.....	198
	Hivatkozások.....	201
5.3	Komposztálás.....	203
	A komposztálás szakaszai	203
	A komposztálásban résztvevő szervezetek.....	205
	Szerves anyagok lebomlása és a humuszanyagok képződése	208
	Fontosabb elemek átalakulási folyamatai a komposztálás során.....	210
	Nedvességtartalom	212
	Oxigénkoncentráció.....	213
	Hőmérséklet.....	214
	pH	214
	Passzív komposztálás	217
	Forgatásos prizmakomposztálás.....	218
	A komposztálás munkaműveletei és gépei.....	219
	Hivatkozások.....	222
6	<i>Szennyvíziszap termékek mezőgazdasági hasznosítása és áttételes hatásai</i>	224
	A mezőgazdasági szennyvíziszap hasznosítási kockázata.....	225
	Az iszap fő tápanyag-összetevői és szerepük a talajban.....	226
	A szennyvíziszap szerves anyagainak átalakulása a talajban	226
	Az iszap vagy komposzt nitrogénjének hasznosítása a talajban	227
	Foszfor és egyéb tápanyagtartalom sorsa a talajban	228
	Fémzennyezők sorsa akkumulációja a szennyvíziszappal	230
	Az iszap tápanyagainak hasznosulása a talajokban	230
	Hivatkozások.....	232
7	<i>Természetközeli szennyvíztisztítási lehetőségek</i>	235

7.1	Típusok, módszerek.....	236
	Szennyvízszikkasztás	238
	Szennyvízöntözés.....	238
	Talajszűrés vagy homokszűrés.....	238
	Gyors beszivárogatás.....	238
	Gyökérszűrés tisztítás.....	239
	Csörgedezettetés rendszer	239
	A lagúnás és stabilizációs tavas tisztítás	239
	Úszó vagy lebegő vízínövényes szennyvíztisztítás	239
	Nádastó.....	240
7.2	A természet-közel szennyvíztisztítási eljárások működési jellemzői.....	241
	Szikkasztók	241
	Szennyvízöntözés	241
	Talajszűrés	242
	Lassú homokszűrés	242
	Gyors beszivárogatás.....	242
	Gyökérszűrés szennyvíztisztítás.....	243
	Csörgedezettetéses szennyvíztisztítás	244
	Lagúnás, és tavas szennyvíztisztítás.....	244
	Úszó, lebegő vízínövényes szennyvíztisztítás.....	244
	Nádastó.....	245
7.3	A természet-közel rendszerek közegészségügyi szempontú elemzése	245
7.4	Alkalmazási területek	246
8	A szennyvíziszap égetése	249
	Irodalomjegyzék.....	250

1 A szennyvíztisztítás célja

Európában a lakosság szennyvizeit közvetlenül alig hasznosítják a mezőgazdaságban. Ezzel szemben a különböző állattartó telepek szennyvizeinek elöntözése széleskörű gyakorlat volt, sőt az ma is. A közcsonnával ellátott lakossági szennyvizeket általában a szennyvíztisztítóban történő kezelést követően a legközelebbi befogadóba, patakba, folyóba, tóba vagy ezeken keresztül akár közvetlenül az óceánba bocsátják. A szennyvíztisztító feladata, hogy a befogadókat és ilyen értelemben azok további hasznosítását védje a szennyezések hatásaitól.

Napjainkban fokozódó igény jelentkezik a tisztított vizek ismételt hasznosítására, például hajózásra, vitorlázásra vagy üdülési, vízi sportok céljára. Régóta gyakorlat az ilyen befogadók vizének a tisztítást követően ivóvízként történő újra felhasználására is (befogadókba történő nyersvíz kivétel, mint például a Balaton, a Duna, vagy a tiszta esetében). Az utóbbi esetben különösen nem kívánatos, hogy bármilyen krónikus vagy akut toxicitást okozó vegyület, haloform vegyületek, vagy azok prekursorai, vagy más olyan szerves vegyületek jelentkezzenek az élővízben, melyek annak előtisztításával nem távolíthatók el, és így tápanyagul is szolgálhatnak az ivóvíz elosztó hálózatban különböző mikroorganizmusok kifejlődéséhez (Öllös, 1991, 1992, 1993).

A szennyvíztisztításnak a feladata, hogy megfelelő minőségű tisztított szennyvizet bocsásson a befogadóba. Azzal annak a biocönózisát kedvező irányba alakítsa, vagy stabilizálja. A vízi életet, a halászatot minden további problémától mentessé tegye. Az adott víztestekben ne okozzon sem oxigénhiányt, sem eutrofizációt (foszfor, vagy nitrogén túlterhelés). Ne juttasson be a víztestekbe olyan kritikus szerves anyagokat sem, melyeket a vízi szervezetek akkumulálhatnak, felhalmozhatnak, s ma még ismeretlen, csak hosszabb idő után jelentkező károkat okozhatnak (Benedek – Valló, 1982; Benedek, 1990).

Az oxigén-egyensúly, vagy a természetes vizek öntisztuló kapacitásának a biztosítása, fenntartása, a hosszú távú cél a szennyvizekkel történő szennyezés szabályozásánál, korlátozásánál. Ez az, amiért a tisztított vizeknél elsődleges határértékként tekintik azok biológiailag még lebontható szerves anyag tartalmát, illetőleg annak az oxigénigényét, maradó BOI, vagy BOI₅ értékét. A tisztításnál másodsorban azokat a komponenseket, tápanyagokat kell eltávolítani a szennyvízből, amelyek gyors alga, vagy növényi szaporodás, s ezzel

ismételten túlzott szerves anyag tarhelést okozhatnak a vízi környezetben. Az eutrofizáció veszélye mind a zárt víztesteknél, mind az óceánoknál jelentős (Somlyódy és társai, 2003)

A szennyvizeknek olyan komponensei, mint az oldott sók, nehézfémek és toxikus vegyületek a lakossági szennyvizeknél csak olyan kis koncentrációban vannak a szennyvizekben, illetőleg kerülhetnek ki a tisztított vízzel a befogadóba, amelyek rendszerint nem okoznak azokban veszélyes felhalmozódásokat az üledékben vagy a mikroorganizmusokban. Az ilyen szennyezések elsősorban a biológiai szennyvíztisztítás iszapjában koncentrálnak (Koppe és társai, 1999). Az olyan biológiailag bonthatatlan szerves vegyületeknek a lakossági szennyvizekbe történő bejuttatása, melyeknek az ivóvíz újrafelhasználásra történő visszaforgatása veszélyt jelenthetnek az emberre, vagy a szennyvíziszapon keresztül egyéb szférákra, természetesen csak igen minimális koncentrációban engedhető meg. A közcsatorna, illetőleg a lakossági szennyvíztisztító védelmét az ipari túlszennyezéssel szemben a közcsatornába szennyvizet kibocsátó ipari üzemekkel szemben a közcsatorna határértékek szolgálják. Más kérdés, hogy veszélyes komponensek a nehezen bontható, vagy káros hatású anyagokból, sőt alapjában véve ártalmatlan anyagokból is keletkezhetnek a szennyvíztisztítás folyamatában, azok biológiai átalakításának eredményeként (Dulovics, 2007)

A különböző tisztítási módszerek vagy azok kombinációi a kommunális szennyvizek tisztítására olyan feltétellel jöhetnek szóba, hogy flexibilisek legyenek a gyakran változó vízmennyiség és vízminőség tekintetében, tolerálják az üzemzavarok vagy a hőmérséklet változásának, netán zavaró vegyületek jelentkezésének vagy ezek kombinációinak hatását, alacsony fajlagos tisztítási költséggel rendelkezzenek, tekintettel a víz nagy mennyiségére (Förstner, 1993; Kárpáti, 2001; Barótfi, 2003). Ugyanezek az igények lépnek fel a szennyvíziszap kezelésére alkalmas technológiákkal szemben is (Kárpáti – Juhász, 2004; Kárpáti, 2007).

A biológiai tisztítási módszerek között is megkülönböztethetők a természetes és a mesterséges tisztítási módszerek. Természetes megoldások általában nagy felületek és hosszú tisztítási vagy kezelési idők (hetektől évekig) igényelnek. A mesterséges tisztítási módszerek a klasszikusan iparosított megoldások, melyek általában kevesebb hely- és időigénnyel jelentkeznek, éppen a mikroorganizmusok nagymértékű koncentrációja eredményeként (Gray, 1990, Czako – Miháltz, 1993; Horan, N. J., 1990)

A természetes folyamatok sorában megemlíthetők olyanok, mint a szennyvíz tavak, a szennyvizek elöntözése mezőgazdasági hasznosítás nélkül, a növényekkel vagy gyökérszűrő mezőkkel történő szennyvíztisztítás, amelyek közül az utóbbinál mikroorganizmusok, növények és állatok egyaránt részt vesznek a tisztítási folyamatban. A gyakorlatban általánosabb a mesterséges tisztítási módszer. A szennyvizek 90-95 %-át az utóbbiakkal tisztítják (Hartmann, 2001, Kayser, 2001). Ezek aerob (melyek intenzív oxigénellátást igényelnek) és anaerob tisztítási megoldások, vagy akár azok kombinációi, melyeket részleteiben majd a későbbi fejezetek mutatnak be.

A további kategorizálás lehetséges az egyes folyamatokon belül, de elsősorban az utóbbi, a biológiai módszereket illetően. Főbb eltéréseik a reaktor, vagy reaktorsor kialakításában, valamint a rendszer szennyvíz ellátásában figyelhetők meg (folyamatos vagy szakaszos betáplálású rendszerek). A mikroorganizmusok az ilyen szennyvíztisztító rendszerekben szuszpendált formában vagy rögzített filmként szaporodnak, tevékenykednek. Az első változatot az eleveniszapos módszereknek, az utóbbit a biológiai szűrőknek nevezik (Benedek, 1990; Gray, 1990; Metcalf & Eddy, Inc. 2003).

A szennyvizek tisztítására a fajlagos költségek csökkentése, és a megkívánt tisztított víz minőség elérése érdekében legtöbbször a fizikai-kémiai és biológiai módszerek kombinációit kell alkalmazni. A nem oldott, lebegő vagy durva darabos részeket célszerű szűréssel, a köveket durva ráccsal, a homokot finom homokfogóval kiülepíteni a szennyvízből, a további tisztítást megelőzően. Az aerob biológiai folyamatok során fölösiszap keletkezik, amelyet ugyancsak mechanikus módszerekkel kell elválasztani a vizes fázistól. A fölösiszap fajlagos hozama a szerves szennyezőanyagok anaerob átalakításánál (metánná és széndioxiddá) csak töredéke az aerob oxidációval történő immobilizálásukénak. Az utóbbinál az átlagosan mintegy a kiindulási szerves anyag tömegének a fele. Mennyisége az oxidáció mértékével csökken. A szennyvíz eredeti és részben átalakított (primer és szekunder, vagy biológiai iszap) szerves anyagainak ezért a nagyobb szennyvíztisztítóknál anaerob biometanizációnak vetik alá az iszapmennyiség csökkentése érdekében (Juhász, 2007). Az iszaprothasztás maradékát elvileg még annak az aerob utókezelésével (stabilizálás, humifikáció) lehet tovább csökkenteni, talajkomponensként történő felhasználásra alkalmassá tenni (Kárpáti, 2005).

Hivatkozások

- Barótfi, I. (2003) Környezettechnika. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Benedek, P. (1990) Biotechnológia a környezetvédelemben. MK, Budapest, p. 283.
- Benedek, P. – Valló, S. (1982) Vízisztítás – Szennyvíztisztítás zsebkönyv. Műszaki Könyvkiadó, Budapest
- Czakó, L.; Miháltz P. (1993) Trendek és szemléletváltás a szennyvíztisztításban. Magyar Kémikusok Lapja, XLVIII, (10-11) 453-462.
- Dulovics, D. (2007) A szennyvíztisztítás biológiája. 279-326. Szilágyi, F. (Szek.) Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest, pp 624
- Förstner, U. (1993) Környezetvédelmi technika. Springer – Verlag, Budapest
- Gray, N. F. (1990) Activated Sludge. Theory and Practice. Oxford Science Publications.
- Hartmann, L. (2001) A szennyvíztisztítás kialakulása, fejlődése napjainkig. 1-15. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei - Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 102.
- Horan, N. J. (1990) Biological Wastewater Treatment Systems: Theory and Operation. Ist Edition, John Wiley & Sons Ltd., Great Britain
- Juhász, E. (2007) A szennyvíziszap kezelés biológiája. 367-392. Szilágyi, F. (Szek.) Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest, pp 624
- Kárpáti - Juhász, 2005- iszap
- Kárpáti, Á. (2007) A komposztálás biológiája. 393-406. Szilágyi, F. (Szek.) Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest, pp 624
- Kárpáti, Á. (2002): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai - I.BOI és nitrogéneltávolítás. – 1-14, II. Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása. 14-27. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 97.
- Kárpáti, Á.-Juhász, E. (2004) Szennyvíziszap hasznosítás és áttételes hatásai. MASZESZ Hírcsatorna (november-december) 3-17.
- Kayser, R. (2001) Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése. 16-62. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei -

Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 102.

Koppe, P. - Stozek, A. - Neitzel, V. (1999) "Municipal sewage and sewage sludge" 337- 3 In „Wastewater Treatment” (Rehm, H. J. and Reed G.: Biotechnology, V. 11a. p. 337-

Metcalf & Eddy, Inc. (2003) Wastewater Engineering: Treatment and Reuse. 4th Edition, McGraw-Hill Companies, Inc., New York

Öllös G. (1991) K+F eredmények. II. Szennyvíztisztítás. AQUA Kiadó, Budapest, p. 1299.

Öllös G. (1992-1993) Szennyvíztisztítás I-II., BME MTI Kézirat, Budapest, p. 264, p. 265.

Somlyódy, L. (Szerk.) (2002) A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA Kiadvány, Budapest

2 A szennyvizek fajtái, keletkezésük

Tágabb értelemben szennyvíznek tekinthető minden szennyezett víz. Napjainkban a szennyvizek fő forrása ugyanakkor a lakosság (beleértve mindenféle szolgáltató tevékenysége) valamint ipari tevékenysége. Az előző a lakásokban, intézményekben, üzemekben keletkező úgynevezett szociális szennyvíz, az utóbbi az ipari tevékenységhez felhasznált, s annak során elszennyezett víz. Ez utóbbiba természetesen az iparosított mezőgazdaság elsősorban termék feldolgozásának a szennyvizeit bele kell érteni.

Az állattartás, s az azon belül legnagyobb volument képviselő sertés és marhatartás trágyatermelése kapcsán keletkező híg és szalmás szennyvizeket, trágyát nem tekintik szennyvíznek. A hasonló, emberi eredetű koncentrált táplálkozási maradék, vizelet és széklet ezzel szemben döntő hányadában a szennyvízbe kerül. Ezért is jelent a szennyvíz fertőzésveszélyt, potenciális betegségforrást az emberiségre.

A lakossági szennyvíz olyan összetett rendszer, melyekben a mikroorganizmusok, s azok növekedéséhez szükséges valamennyi tápanyag is rendelkezésre áll. Ezen túl a bennük kialakuló környezet (pH, hőmérséklet, stb) is megfelelő a mikroorganizmusok szaporodásának. Ezzel szemben az ipari szennyvizekből ezek az élő szervezetek legtöbbször hiányoznak, vagy bennük kis részarányban vannak jelen. Számos fizikai jellemzőjük révén ezen szervezetek elszaporodására is alkalmatlanok lehetnek.

2.1 Lakossági szennyvizek

A lakossági szennyvizek nagyon sokféle anyag keveréke. Egyedi vegyületeket és különböző vegyületcsoportokba tartozó komponenseket igen nagy számban tartalmaznak. Az utóbbiakat illetően fontos kiemelni, hogy az emberek által elfogyasztott tápanyag eredeti szerves anyag tartalmának mintegy a negyede kerül abba bele, többé-kevésbé átalakított formában. A tápanyag szénhidrát (cukor, keményítő és rostanyag), fehérje és zsírtartalma a szervezetben eltérően hasznosítható, s a nehezen, vagy a szervezetben egyáltalán nem bontható anyagrészek, illetőleg a lebontás melléktermékei kerülnek végül a szennyvízbe. Ezen túl ugyanoda jut a táplálékok előkészítése során keletkező vízbe oldódó, diszpergálódó, emulgeálódó anyagrész is az utóbbit elősegítő mosó, tisztítószerrel egyetemben.

Napjainkban a sütóolaj szeparált gyűjtésére és feldolgozására irányuló törekvés valamelyest csökkentti a szennyvizek olaj, zsírtartalmát.

Az a tendencia is említést érdemel, hogy az éttermi, kifőzdei maradékok állatotok etetésére történő hasznosítása ma már nem lehetséges. Ennek a szennyvízbe történő beaprításával (konyhamalac) a lakosság szennyvizének terhelése arányosan növekedhetne, ami egyáltalán nem kívánatos. Ezért a nagyobb városokban, ahol a szennyvíztisztítóban iszaprothasztó is van, általánossá váló gyakorlat ennek a hulladéknak az abban történő (bér)feldolgozása. A kisebb települések viszonylag kevesebb ilyen jellegű hulladékát vagy a városok rothasztóiba kell szállítani, vagy esetleg komposztálásra közvetlenül is felhasználhatók, ha ilyen lehetőség rendelkezésre áll.

A szennyvizek tisztítása, a víz szerves anyagoktól és a növényi tápanyagoktól (N és P) történő megszabadítása rendszerint a lakossági szennyvíztisztítóban történik. Onnan a tisztított víz a természetes vizekbe, befogadókba (folyókba, állóvizekbe, tengerekbe) kerül. Kisebb részük kerül csak újrafelhasználásra az öntözéses hasznosítással. Tágabb értelemben persze újrafelhasználásnak kell tekinteni a folyókból, tavakból történő öntözést, valamint az ivóvíz előállítására történő vízkivételeket is.

Száraz időben a lakossági szennyvíz gyakorlatilag csak a lakosság öblítő (szállító) folyadékkal eltávolított hulladékait tartalmazza. Ez a háztartásokból a toalettök öblítéséből, a fürdésből, zuhanyozásból, kézmosásból, tisztálkodásból, főzésből, valamint az edények mosogatásából származik. Sűrűn betelepült térségekből ezeket a lakossági szennyvizeket a gyűjtésükre, szállításukra kiépített közcatornán juttatják el a településeken kívül épített szennyvíztisztítóba (higiénés biztonság).

A település szerkezete természetesen szükségessé teszi, hogy a távolabbi helyekről, melyek csatornázása gazdasági megfontolásokból nem célszerű, a szennyvizet gyűjtő, úgynevezett derítő medencékből időnként kiszippantsák és a központi telepre szállítsák tisztításra. Hasonlóan a szennyvíztisztítóba kerülhet az üdülőhelyekről, az időszakosan használt toalettök (vegyszeres toalettök is) összegyűjtött szennyvize is. Származhat az a kempingekből, egyedi lakóegységekből vagy lakókocsikból is.

A lakóházak szennyvizein túl a közcsonatnába kerülnek a közintézmények hasonló szennyvizei is, amelyek biológiailag ugyanúgy bonthatók, és a szennyvíztisztítás szempontjából semmilyen veszélyt nem jelentenek a lakossági szennyvíztisztítóra. A szállodák, éttermek, bárók, kórházak szennyvizei, melyek hasonló összetételűek a lakossági szennyvízhez, hasonló módon kerülnek tisztításra. Ezeket szintén a közcsonatna gyűjti össze. Az éttermek, kifőzdék esetében általában zsírfogó beépítésére is sor kerül, melyek a nagyobb, durvább zsír-részeket eltávolítják a közcsonatnába történő kibocsátást megelőzően. Ezt a zsíros részt időszakosan letávolítják, kiszippantják, s elkülönítetten szállítják el további feldolgozás, elhelyezés céljára. Ez lehet akár a szennyvíztelepek anaerob othasztójában történő energetikai hasznosítás is.

A kórházakból származó szennyvizek nagyobb koncentrációban tartalmazhatnak fertőtlenítőszerket, gyakran klór és jód tartalmú fertőtlenítő anyagokat is. Ha nagy mennyiségű ilyen fertőtlenítő anyag vagy fertőző veszélyes anyag kerül a szennyvizekbe a kórházak esetében, mindenképpen célszerű ezeknek az elkülönített fertőtlenítése, kémiai, vagy hőkezelése még a keletkezés helyén.

A lakossági szennyvíz és belőle keletkező szennyvíziszap folyamatos keletkezése a biológiai szennyvíz tisztítását vonzóvá és műszakilag, gazdaságilag is kedvezővé teszi. Más kérdés, hogy a mezőgazdasági kihelyezése csakis a vegetációs időszakokon kívül lehetséges, ami megfelelő iszaptárolási költséget von maga után. Az emberi tevékenység körében kevés olyan termék van, melynek a mennyisége megközelíti a szennyvíz mennyiségét és egyidejűleg, folyamatosan keletkezik és feldolgozandó (Koppe és társai, 1999; Kárpáti, 2001).

A lakosságot a gyakorlatban az ember és környezetének higiénés követelményei kényszerítették a szennyvizek tisztítására. Ez gyakorlatilag a XX. század elejétől vált iparszerűvé. Az első próbálkozások a fizikai és kémiai módszerekkel történtek, holott a természet a vizek öntisztulása egyértelműen mutatta a követendő biológiai tisztítási módszert. Az elmúlt század kezdetéig a biológiai módszerek mégsem kerültek bevetésre. A múlt század elejétől kezdődött csak meg a biológiai módszerek rohamos fejlődése, az Emschel-kúttal, a csepegtetőtestekkel, valamint az eleveniszapos medencékkel. Az eleveniszapos és biofilmes megoldások mikrobiológiai ismeretei ezek tapasztalatain alakultak ki és váltak meghatározóvá napjaink gyakorlatában.

2.2 Ipari szennyvizek

A lakóházak szennyvizein túl a közcsontrába kerülnek a közintézmények hasonló szennyvizei, továbbá az olyan iparágak szennyvizei is, amelyek biológiailag könnyen bonthatók és a szennyvíztisztítás szempontjából semmilyen veszélyt nem jelentenek a lakossági szennyvíztisztítóra (például az élelmiszer –tej, hús- és gyümölcs, konzerviparok szennyvizei). Az utóbbiakat azonban közvetett szennyvíz kibocsátásoknak nevezik, melyek rendkívül változó összetételű szennyvizeket is eredményezhetnek. Egyéb iparágak ilyen szennyvíz kibocsátásai már veszélyesek is lehetnek a lakossági szennyvíztisztítóra, éppen azok toxikus anyag tartalma miatt, ami a kommunális tisztító biológiáját, mikroorganizmusait el is pusztíthatja. A világ számos országában előírják, hogy a különböző nem lakossági forrásból származó szennyvizek semmilyen káros hatással nem lehetnek a lakossági szennyvíztisztítókra. Ezt többnyire biológiai vizsgálatokkal kell pontosítani.

A tisztítók kisebb lemergeződésekor is jelentősen csökkenhet azokban a tisztítás, különösen az ammónia oxidációjának a hatásfoka. Az elégtelen tisztítás azután a befogadókban jelent komoly veszélyt, túlterhelést, oxigénhiányt, halpusztulást eredményezhetnek. A korlátozó határértéket ezért nagyon sokféle szerves vagy szervetlen komponensre rögzítettek valamennyi ország szabvány-rendszerében. A veszélyes anyagok között elsősorban a cianidot, klórozott, nitrált vagy szulfonált szerves vegyületeket, fenolokat és származékaik, többgyűrűs aromás szénhidrogéneket kell megemlíteni, de mellettük egyéb gyógyszerek, növényvédő szerek, olyan egyszerű komponensek, mint az ólom, kadmium, higany, s egyéb nehézfémek is hasonló hatást eredményezhetnek.

A tisztított víz fertőtlenítésére használt klór nem a tisztítás, hanem a tisztítással el nem távolított szerves anyagok még veszélyesebbé történő alakítása miatt veszélyes. Az említett veszélyes anyagokat szennyvízbe juttató vállalatoknak szennyvizeiket ezért előtisztításnak kell alávetni, hogy az említett anyagok koncentrációját az előírt határérték alá csökkentsék. Az előírások szerint minden veszélyes ipari szennyvízre ilyen előtisztítást kell kiépíteni, a lakosság biológiai szennyvíztisztítójának a védelme érdekében. Az ilyen szennyező anyagokat kibocsátó iparágak vagy üzemek az alábbiakban csoportosíthatók (Koppe és társai, 1999):

1. erőművek, energiatermelés, bányászat

füstgáz kezelés, hűtőrendszerek, szén és ásványérc előkészítés, szénfeldolgozás, a brikettgyártás, szén előállítás, aktív szén gyártás,

2. építőipari anyagok, üveg, kerámia

azbeszt-cement, üvegszálás és kerámia termékek gyártása,

3. fémek előállítása vagy megmunkálása

felületkezelő iparágak (galvanizálás, felületkezelés, savazás, galvánelem-gyártás), vas- és acéltermékek felületkezelése, fémötvözetek gyártása, nem fémes felületek kikészítése,

4. szervetlen vegyipar

alapvető vegyszerek gyártása, ásványi savak, lúgok, sók előállítása, alkáli-klor elektrolízis, ásványi műtrágyák gyártása, nátrium előállítás, szervetlen festékek gyártása, nagy diszperzitású oxidok, bárium vegyületek gyártása, félvezetők és fotócellák gyártása, robbanóanyagok gyártása,

5. szerves vegyipar

alapvető szerves vegyületek gyártása, festékek gyártása, szintetikus műszál gyártása, - szintetikus anyagok előállítása, halogén tartalmú szerves vegyületek előállítása, szerves robbanóanyagok gyártása, papír- és bőrgyártás, gyógyszergyártás, növényvédő szerek előállítása, detergensok gyártása, zselatin alapú ragasztóanyagok gyártása, kozmetikumok készítése,

6. ásványi és szintetikus olajok gyártása

ásványolaj feldolgozás, szintetikus olajok gyártása,

7. nyomdák, reprodukciós vállalkozások

nyomdászati alapanyagok, termékek gyártása, fotófelvételek készítése, fóliák és képek, felületi borítással ellátott nyomdai készítmények gyártása,

8. fa-, cellulóz-feldolgozás, bőr-, és papíripar:

cellulóz-gyártás, csomagoló kartonok gyártása, textil bőr és szőrmeipar, textil és textil kikészítő készítmények gyártása, bőr és bőrtermékek előállítása, vegyszeres bőrtisztítás, mosodák,

10. más iparágak

különböző vegyszerek felhasználása, kezelése, tárolása, gyógyászati készítmények gyártása, tárolása, tisztítószer gyártása, tárolása, festékek, lakkok gyártása, állati eredetű extraktumok előállítása, mikroorganizmus tenyészetek, vírusok előállítása,

A fémfeldolgozás vonatkozásában külön is megfelelő határértékek kerültek megállapításra a közcsatornába bocsátható szennyvizek fémkoncentrációit illetően. Valamennyi ország szabványa nagyon sok komponensre állapít meg határértékeket, közöttük a következőkre: arzén, bárium, ólom, kadmium, szabad-klór, króm, kobalt, cianid, réz, nikkel, higany, szelén, ezüst, szulfid, ón, cink, és adszorbeálható szerves klórtartalmú vegyületek.

A radioaktív anyagokat tartalmazható hűtővizek szennyvízgyűjtő, tisztító rendszerre történő vezetése gyakorlatilag tiltott, és erre általában nem is kerül sor. Olyan iparágaknál, amelyekben ilyen jellegű szennyezésre sor kerülhet, az adott gyártási sor vagy üzemág szennyvizeit szeparáltan kell gyűjteni és feldolgozni, elhelyezni. Ettől függetlenül nem zárható ki, hogy a lakossági szennyvizek vonalán ilyen radioaktív anyagokkal történő szennyezés is előfordulhasson, amikor is a megfelelő anyagok általában az iszapba kerülnek és abban koncentrálnak.

Számos olyan kisebb méretű feldolgozó vagy termelő egységnél is alkalmaznak megfelelő előírásokat, vagy munkarendi ellenőrzést, melyek potenciálisan veszélyt jelenthetnek a közcsatornára. Ilyenek a fotóüzletek, melyeknél a filmek hívására és a kép rögzítésére alkalmazott oldatokat elkülönítetten kell gyűjteni és szeparáltan, megfelelő vállalkozókkal vagy vállalatokkal azokat feldolgoztatni. A fogorvosi gyakorlatban is az öblítővizet megfelelő előkezelés után lehet csak a közcsatornába bocsátani, hiszen azok amalgámtartalma jelentős higanyszennyezést eredményezhet a közcsatornában, a szennyvíz-tisztítóban, illetőleg a szennyvíziszapban.

Hasonló gondot jelent a gépjárműipar két nagymennyiségben fogyó segédanyaga a kenőolaj és a fagyálló folyadék. Az első megfelelő elkülönítése, feldolgozása általánosnak tekinthető.

A fagyálló folyadéknál ez már nem ennyire egyértelmű, bár szervezett gyűjtése és szeparált feldolgozása elvileg biztosított. Ez utóbbi koncentrált etilén vagy propilénglikol, melyet a mikroorganizmusok le tudnak ugyan bontani, de nagy koncentrációjuk és átmeneti lebomlási termékeik miatt jelentenek a tisztításra veszélyt. Megfelelő hígításuk esetén a tisztításnál nem jelentenek problémát. Hasonló problémával küszködik a légiforgalom a jégmentesítő folyadékaival.

A gépjárművek ablakmosó folyadéka kellő hígítással közvetlenül a környezetbe kerül, és ott hasznosul, mint mikrobiális tápanyag. Az esővizekkel az autótutakról a környező talajba kerülő mennyiség ott gyorsan hasznosul is. Az ugyanott elcsepegett, kifolyt olajjal és az utra tapadt, majd arróllemosódó korommal, gumidarabkákkal más a helyzet. Ezek partikulárisak révén felpadnak különböző felületekre, kiszűrődnek a kiömlési pontoknál, s ott okozhatnak kellemetlenségeket a koncentrálódásuk következtében. Ezért is előírás az autosztrádák megfelelő vízgyűjtő és olajfogó műtárgyainak a megfelelő kiépítése.

Hasonlóan veszélyes szennyvízforrás lehet a különböző hulladéktároló helyek talajba szivárgó szennyezett vize, csurgalékvere is. Ez származhat lakosság vagy ipar szilárd hulladékából, de akár az ivóvíz előkészítésnél keletkező iszapokból vagy szennyvíztisztításnál keletkezett iszapokból is. Az ilyen szennyvizek vagy csurgalékverek előtisztítása szintén összetett feladat, mert igen vegyes, többnyire nehezen bontható szerves szennyezéseket tartalmazhatnak. Emellett a hulladékból nehézfémeket is oldanak ki, ami további veszélyforrás.

2.3 Szennyvizekbe kerülő hígító vizek és hatásuk

Nagyon sok város esetében a csapadék a tetőkről, utcákról közvetlen a közcatornába kerül. Ugyanez a helyzet a hóolvadás esetén is. A nagyobb helységek igen sok esetben egyesített csatornarendszerrel rendelkeznek, ami azt jelenti, hogy az esővizek, csapadék és hóolvadás vizei is a szennyvíztisztító rendszerre kerülnek. A felületekről lemosódó szennyezőanyagok a csapadék jelentkezésével lemosódnak, s igen gyorsan be is jutnak a tisztítórendszerbe. Az általuk okozott terhelésnövekedés azonban csak ritkán veszélyes. Nagyobb gond a csapadék okozta hidraulikus terhelésnövekedés. Ez a szűken tervezett tisztítóknál tartós üzemzavart is eredményezhet a szennyvíziszap kimosásával. Egyidejűleg persze a befogadó szennyezése is komoly problémát jelenthet.

Más megoldás, amikor a szennyvízgyűjtés szétválasztott rendszerű. Ilyenkor a csapadékvíz összegyűjtése egy elkülönített vízgyűjtő rendszerrel történik, és lehetőség adódik a csapadékvíz elkülönített mechanikus tisztítására. Az így előtisztított szennyvizek közvetlenül a befogadókba is kerülhetnek, de ennek is van valamekkora szennyezés-veszélye. Számos esetben tendencia az is, hogy az ilyen szennyvizeket a talajvíz utánpótlására közvetlenül elszivárogtatják a talajban, ami persze ugyancsak szennyezés veszélyével jár. Ez utóbbi megoldás azért is igen ritka, mert a tisztított víz ilyen elhelyezését is nehéz manapság a hatóságokkal engedélyeztetni. Pedig a közeljövőre prognosztizált szárazabb éghajlat ezt egyenesen igényelné is.

A hőerőművek hűtővizei a legritkább esetben kerülnek be a lakosság szennyvízgyűjtő rendszerébe és azon keresztül a szennyvíztisztítóba. Ennek az alapvető oka, hogy az ilyen hűtővizek káros hőmérséklet-emelkedést eredményeznének ott, valamint hígító hatásukkal nagymértékben rontanák a tisztítás hatásfokát. Az ilyen szennyvizekre külön vízelőkezelő, víztisztító rendszer kiépítése a gyakorlat. Eleve közvetlenül a nagyobb vízfolyásokból kerülnek az erőművekbe, illetőleg kerülnek ugyanoda vissza, biztosítva a befogadóban a minimális környezetszennyező és zavaró hatást. A Paksi erőmű például a Duna vízhozamának a tizedét igényli ilyen technológiai célból. Éppen azért, mert a hűtővíz okozta folyóvíz hőmérséklet-növekedés is korlátozó előírás.

Hasonlóan kellemetlen összetevője a lakossági szennyvizeknek az úgynevezett infiltrációs víz. Ez általában a magasabb talajvízszinttel rendelkező térségekben fordul elő, amikor a gyűjtőrendszer csővezetékeinek meghibásodásai révén jelentős talajvíz beszűrődés történik a szennyvízgyűjtő rendszerbe. Ilyenkor a vízzel bekerülő szennyezés gyakorlatilag a környezet talajvizének a szennyezése. Ez a víz a nyári időszakban a víz hűtését is eredményezi, ami kisebb felmelegedést jelent a tisztítandó szennyvíznél. Ennek a hatása kedvező és káros is lehet.

2.4 A különböző szennyvizek fajlagos mennyiségei.

A különböző szennyvízforrások részarányától, folyadékáramától függően a lakossági szennyvíz mennyiségét és minőségét illetően állandó változás figyelhető meg. Ez mindig attól függ, hogy az adott területen és időben milyen szezonális, vagy napi ipari tevékenység folyik.

A tisztítóba érkező folyadékáramot rendszerint minden szennyvíztisztítóban mérik. A napi vízhozam alakulása attól is nagymértékben függ, hogy az adott település milyen százalékában kerülnek bekötésre a lakóházak a közcsontra rendszerbe, illetőleg milyen ipari hozzájárulás történik. Az egyes lakásokra vagy a lakásokban élő személyekre vonatkozóan a napi szennyvízmennyiség l/fő nap mennyiségben adható meg. Olyan helységekből, melyekben nagy az idegenforgalom, természetesen az idegenforgalom szezonális változása is meghatározza a közcsontra folyadékterhelését.

A lakossági szennyvizek öt fő forrásból származnak, melyek keletkezése időben ciklikus. Az **1. táblázat** mutatja ezek mennyiségének tartományait 1 főre számolva.

1. táblázat. A lakossági szennyvíz fő komponensei. (Koppe és társai, 1999)

A lakossági szennyvíz komponensei	1 fő fajlagos fogyasztása (liter/fő*nap)
Személyes fogyasztásra, főzésre és edénymosásra	3 - 10
Vizelet és széklet	1 - 3
Toalet öblítővíz, WC	10 - 30
Tisztálkodás és mosdás vizei	5 - 50
Mosás, fürdés és zuhanyzás szennyvizei	5 - 500

Európában általában a 150 l/fő nap a vízfogyasztás a jellemző a lakosságnál, de kevésbé fejlett országokban a kisebb mennyiségek vagy a kevésbé lakott területeken, falvakban ugyancsak a kisebb mennyiségek dominálnak. A nagyobb városokban az ipari tevékenység ugyanakkor ezt a fajlagos vízmennyiséget jelentősen megnöveli.

A szennyvízhozam változása a nap 24 órájában is jellemző tendenciát mutat. A délelőtti órákban és a kora délutáni órákban jelentkezik a lakosságnál a csúcspont, ugyanakkor éjszaka a minimális fogyasztás a jellemző. A tisztítónál ezért az átlagos vízfogyasztásnak éjszaka csak a harmada, ugyanakkor a maximumok esetén annak a háromszorosa is tapasztalható. Ez az ingadozás mindig függ a település méretétől, valamint a településben lévő ipari tevékenység volumenétől, vízfelhasználásától.

Az ipari tevékenység munkarendje is fontos a szennyvíz keletkezése tekintetében. A több műszakos üzemek a keletkező szennyvíz mennyiségében kiegyenlítést eredményezhetnek, vagy legalább is úgy változtatják a napi vízhozamot. Az ipari tevékenységet végző üzemek egy részében a hétvégéken nincs munka, így nem is keletkezik szennyvíz, ami egy hétféle minimális szennyvíz-termelést jelent esetükben. A lakosság oldaláról ugyanakkor a hétvégek általános takarítási, mosási időszaka egy megnövekedő szennyvízhozamot eredményez.

Az egyesített szennyvízcsatorna rendszerek esetében az esőzések, valamint a hóolvadás jelentős vízhozam növekedést eredményeznek. A csapadék az atmoszférából egyidejűleg kimossa annak szennyezéseit, valamint a lakások tetejéről az oda leülepedett port, vagy annak oldható anyag tartalmát, ami ugyancsak szennyezés növekedést jelent a szennyvizekben, különösen az eső első negyedórájában. Az esővizek által okozott vízhozam növekedés attól függ, hogy mennyire csapadékos az adott térség. Ennek megfelelően a nedvesebb vagy esősebb térségekben igen jelentős vízhozam növekedésre kell számítani, annak megduplázódására, sőt többszöröződésére a csapadékos időszakban. Ezért a szennyvíztisztítók mechanikai részének a kapacitását is ennek megfelelően növelni kell, hiszen a hidraulikus terhelés megnövekedése ezeknél jelent nagyobb veszélyt. Ettől függetlenül a szennyvizek mennyiségének az ilyen nagymértékű ingadozása a biológiai tisztításnál is komoly gondot jelent. A nagy térfogatú változások csak kismértékben korrigálhatók megfelelő kiegyenlítő medencék beiktatásával.

2.5 A közcsatorna hatása a lakossági szennyvíz összetételére.

A lakosság szennyvízgyűjtő rendszerének a típusa, egyesített vagy elválasztott jellege, a csatorna lejtése (min 2 ezrelék), a gyűjtőrendszer kialakítása (megfelelő átemelő, vákuumos, netán nyomás alatt üzemelő szennyvízgyűjtő rendszer) nagy hatással vannak a szennyvízcsatorna biológiájára, a szennyvíztisztítóba érkező víz összetételére. A csatornában a folyadékáramlás sebessége célszerűen 0,5-1 m/s körüli annak érdekében, hogy a kiülepedés minimálisan jelentkezzen, illetőleg a szennyvíz minél előbb elérje a szennyvíztisztítót. Régi csatornák esetében azonban ez nem mindig van így.

Egy 10 km hosszú gravitációs közcsatorna esetében megfelelő tervezésnél is 3-6 órába telik, amíg a szennyvíz a csatornán eljut a szennyvíztisztítóba akkor is, ha nincs semmilyen visszaduzzadás a csatornában. Ekkora úton és idő alatt a szennyvíz darabos részei (élelmiszer

maradványok, papír, olajcseppek, széklet) a szennyvízbe kerülő detergenssek hatására megfelelően aprózódnak. Így a szennyvíz diszperzitása a tisztítóba érkezéskor már megfelelő a további tisztítás érdekében. Ha a szennyvízcsatornában nagy a turbulencia, az illékonyabb szerves vegyületek, kőolaj eredetű motorhajtó üzemanyag komponensek a gázfázisba kerülnek és kijutnak a szennyvízből a légtérbe, illetőleg a csatornaszemeken a környezet levegőjébe. Ugyanezen az úton természetesen oxigén felvételére is mód van.

Az ipari szennyező anyagok közcsatornába kerülése ugyanakkor más jellegű átalakuláshoz is vezet. A különböző savak, lúgok a közcsatornában semlegesíthetik egymást. A szennyvízzel bekerülő fémek a semleges környezetben kicsapódhatnak (vas-hidroxid). A biológiai, biokémiai folyamatokat is figyelembe kell venni a tisztítóba érkező szennyvíz és a keletkező nyers szennyvíz minőségváltozásának összehasonlításakor. A lakosság táplálkozási, anyagsere folyamatai vonalán nagy mennyiségű szabad enzim és lebegő mikroorganizmus kerül a közcsatornába, illetőleg a szennyvízbe és abban megfelelő biokémiai átalakulásokat is eredményez.

A vizelettel a szennyvízbe kerülő nitrogén gyakorlatilag teljes mennyiségében ammóniává hidrolizál a közcsatornában. Ugyanitt a szerves vegyületek egy részének hidrolízisére is sor kerül. Minél nagyobb a szennyvíz hőmérséklete, annál jelentősebb az utóbbi folyamat. A szennyvízcsatorna gázoldali falán megtapadó nyálkás iszapréteg váltakozva nedvesített, nem nedvesített, jól levegőztetett, kevésbé levegőztetett körülmények közé kerül, ami az ilyen körülmények között életképes fakultatív mikroorganizmusok szaporodásához vezet. A szennyvízgyűjtő rendszer kialakításától, az átemelők számától, azokban történő levegőbevitel lehetőségétől függően a szennyvízcsatornában, különösen annak a vízfázisában a alig van oxigén (anaerob a környezet), a megfelelő mikroorganizmus csoportok domináns elszaporodását eredményezve.

A csatornában a biológiailag könnyen hasznosítható szerves vegyületek átalakítása is részben megtörténik, ami végül is előidézi az oxigénhiányt a vízben. Ha nitrát is van a szennyvízben (netán a beszűrődő talajvízzel kerül a szennyvízbe), a nitrát hasznosítására is sor kerül a közcsatorna oxigénnel kevésbé ellátott vizeitereiben.

Amikor a közcsatornában a denitrifikáció révén a nitrát is elfogy, vagy akár annak jelenlétében is a leülepedett, s így oxigén és nitrát-hiányos iszapfázisban a szulfát

redukciójára, hidrogén-szulfid keletkezésére is sor kerülhet anaerob körülmények között. Ugyancsak kénhidrogén keletkezik a kéntartalmú fehérjék, aminosavak anaerob lebomlása során is. Az utóbbi illékonyasága miatt igen kellemetlen szagot eredményez. A víz vastartalmával a szulfid semleges környezetben csapadékot képez, savasban azonban kénhidrogén formájában a gáztérbe kerül.

A keletkező vas-szulfidtól a szennyvíz színe szürkéssé, súlyosabb esetekben egészen feketévé változik. A ki nem csapódott szulfid a csatorna gázfázisába, annak kénoxidáló biofilmjébe kerül, ahol kénsavvá oxidálódik. A szennyvízzel a szennyvíztisztítóba kerülő rész mérgező hatású legtöbb mikroorganizmus fajra. A kén oxidáló/redukáló mintegy tucatnyi faj a kivétel, melyek azután minimális oxigénellátottsággal is gyorsan szulfáttá oxidálják a kénhidrogént, megszüntetve a mérgezést a további tisztításnál.

Részben a lebontási folyamatok eredménye az is, hogy a szennyvíztisztítóba érkező szennyvízben már a detergens tartalom is lényegesen kisebb, mint amennyi a lakossági fogyasztásból a közcsatornába bekerülhet. Összességében megállapítható ezért, hogy a szennyvíztisztítóba érkező szennyvíz minősége már jelentősen eltér a szennyvíztisztítóba kerülő szennyvíz minőségétől, éppen a fenti biológiai átalakítási folyamatok eredményeként. A szennyező anyagok teljes biológiai átalakítása, majd eltávolítása a szennyvízből azonban végül is a szennyvíztisztítóban következik be.

Hivatkozások

- Koppe, P. - Stozek, A. - Neitzel, V. (1999) Municipal Sewage and Sewage Sludge 337- In „Wastewater Treatment” (Rehm, H. J. and Reed G.: Biotechnology, V. 11a.
- Kárpáti, Á. (2002) Lakossági szennyvizek és eleveniszapos tisztításuk. 1-18. Szerk.: Kárpáti, Á., Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény No. 3. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 95.

3 A szennyvizek tisztítás társadalmi célja és jogi követelményei

Az általános cél talán úgy összegezhető, hogy az a lakossági vízfelhasználás folyékony hulladékának a közegészségünk biztosításához elengedhetetlen feldolgozása. Ez azt is jelenti, hogy két termékének, a tisztított szennyvíznek, valamint a szilárd maradéknak is megfelelő minőséggel kell rendelkeznie. Mindegyik minőségi követelményrendszere értelemszerűen a környezet és a közegészség védelmét szolgálja (Kárpáti, 2003a). A szennyvíztisztítás ennek megfelelően egyéni szennyezés közösségi felszámolása. Meghatározó tehát a társadalmi cél, ami szükségszerű közösségi feladat. Meghatározó ezért a felelősség is:

- a környező természetért,
- a társadalomért, amely mozgásterét, a környezetet veszélyezteti.

Kérdés tehát, hogy valójában ki is felelős a szennyvíztisztítás minőség-garanciájáért. Általánosságban mindenki, valamennyi honpolgár. Azok is, akik nincsenek a szennyvízcsatornára, vagy akár úgynevezett közműpótló egységre rákötve. Szűkítve, valamennyi ezzel a kérdéskörrel foglalkozó polgári szervezet, azok megfelelő képviselői, de elsősorban az önkormányzatok, illetőleg azok csúcsszervezete, a már többször is említett állami hivatali rendszer (célirányosan kialakított jogalkotó, s ellenőrző szervezetein keresztül). Amiért az utóbbiak, kiemelten felelősek:

- a jogszabály vagy határérték rendszer megalkotása, karbantartása,
- a szennyvíztisztítók építésének terveztetése, engedélyezése,
- a központi támogatás biztosítása és célirányos elköltésének ellenőrzése,
- a tisztítás üzemeltetésének biztosítása,
- a tisztítás hatásfokának, környezetünk szennyezésének ellenőrzése.

Ezekben a feladatokban természetesen a különböző szervezetek felelősségének a súlya igen eltérő. Az egyén felelőssége látszólag elveszik. Egyértelműen fokozottabb felelősség terheli az önkormányzatokat, és az adott témakörért felelős állami hivatali rendszert. Az egyént képviselő önkormányzat feladata ugyanis a lakosok egyéni felhasználási joga alapján járó ivóvízből keletkező szennyvíz, aminek a vízfelhasználási és szennyvíztisztítási költségét természetesen az állampolgár kötelessége megfizetni, környezetünk védelmére történő, szükséges mértékű megtisztíttatása. Egyértelmű, hogy ehhez ugyan annak a feladata a megfelelő szennyvíztisztítási technológia kiépíttetése (arra alkalmas kivitelezőkkel), majd

üzemeltetése megfelelő szakértelmű dolgozókkal, vagy szervezettel, valamint a munka megkívánt minőségű teljesítésének, az üzemeltetésnek az ellenőrzése is (Kárpáti, 2003).

Az állam feladata, hogy a folyamatokat, a közérdeket a helyes irányba szabályozza, megakadályozva ezzel az egyén (önkormányzat) esetenként rövidlátó érdekeinek az érvényesülését, környezetkárosító tevékenységét. Ugyanez a helyzet a közcsatornára történő rákötés kötelezésének a kérdésében is (jegyzői jogkör). Különösen kiemelt az államnak a szennyvíztisztítás szabályozása, ellenőrzése kapcsán az önkormányzatokat támogató, s egyidejűleg ellenőrző, szankcionáló feladata, melyet a Környezetvédelmi Felügyelőségek szervezetével biztosít (12 regionális egység az országban). Ebből is látható, hogy az önkormányzat az egyetlen közvetlenül megfogható felelős, amelyet a minőségbiztosítás eredménytelenségéért anyagilag is felelősségre lehet vonni. Azzal együtt persze, hogy azt az önkormányzat észrevétlenül át is tudja hárítani a megbízóira, a lakosságra. Talán ez bizonyítja leginkább az egyén felelősségét is, akkor is, ha arról tudomása sincs, vagy nem is akar tudomást venni róla.

Az önkormányzat ezért a lakosságnak az a képviselője, melynek révén az egyént súlyos anyagi következmények terhelhetik vízfelhasználása kapcsán, ha ez a megbízottja nem megfelelően teljesíti feladatát. Megjegyzendő, hogy a lakossági szennyvíztisztítás költségét eddig részben átvállalta az állam, a költség-kompenzációval. Az EU-ba történt belépésünket követően ennek vége, minden üzemeltetési költség, szennyvízbírság közvetlenül a lakosságot terheli.

Az előzőekből felmerülhet a kérdés, ha mindezekre az önkormányzatnak kell felügyelni, hogyan képes arra, ha az agglomerációk rendeleti besorolása alapján már eleve kényszerhelyzetben van, és a kiépítést követően a szennyvíztisztítást is csak ilyen agglomerációban, vagy felelősségi "szövetségben" tudja működtetni, üzemeltetni. Hogyan ellenőrizheti egy ilyen szövetség a szabályozó rendeletek folyamatos alakulását, követelményeinek változását, a tisztítók kiépítettségét, annak a fejlesztés igényét, működését, költségeit, bírságolását, stb. Messze nem biztosított, hogy mindezek megfelelő elvégzésére az önkormányzatoknak legyenek megfelelően képzett szakemberei. Szükségszerű ezért, hogy valamilyen szakmai vállalkozást bízjon meg a feladat, vagy legalább is egyes részeinek a végzésével. Ezek a vállalkozások rendszerint a korábbi víz- és csatornaművekből,

szennyvíztisztítókat üzemeltető állami intézményekből kialakult, ma már önkormányzati tulajdonban levő vállalatok.

Egyértelmű ugyanakkor, hogy a szennyvíztisztítás minőségbiztosítása önkormányzati feladat. Ezért mindenütt megfelelő súllyal kell kezelni, megfelelően kell dokumentálni. Az önkormányzatoknak ezért az alábbiakra kell figyelemmel lenniük:

- a mindenkori országos, illetőleg regionális követelmények (határértékek),
- a helyi szennyvizek tisztításának lehetősége, helyzete,
- az üzemeltetés, előírás teljesítés, jogsértések anyagi következményei,
- a közcsonna rendszer s a tisztítási technológia megfelelősége,
- a technológiai fejlesztésének lehetősége,
- a kapacitáskihasználás helyzete, kapacitásbővítés lehetőségei,
- koncepciók terv a minőségbiztosítás folyamatosságára, javítására.

3.1 Szennyvíztisztítási követelményeinek alakulása Magyarországon

Magyarországon 2005. január 1-ig a (4/1984. (II. 7.) OVH rendelet) határértékei voltak érvényesek a tisztított szennyvizek meghatározó szennyező, illetőleg növényi tápanyag tartalmát (kémiai és biológiai oxigénigényét -KOI, BOI₅-, lebegőanyag, nitrogén-forma és az összes foszfor tartalmát) illetően (Kárpáti, 2003b; Pulai, 2006). Ezeket a **2. táblázat** pontosítja. Az új rendelet (28/2004. XII. 25.) új határértékek előírásán túl azonban kihangsúlyozta a hatóságoknak azt a jogát is, hogy a határértékeket a helyi érdekek függvényében bárhol szigoríthassák. A határértékek ennek megfelelően inkább csak tájékoztató jelegűek, s mindenhol a regionális felügyelőség kezében van a szabályozás, végső döntés joga. A szabályozás logikájának szemléltetésére mutatja az be a korábbi jogszabály érzékenységi terület, vagy befogadó elvű előírás rendszerét. Az 1984 évi szabályozás láthatóan üzemmérettől, tehát a technológiai lehetőségektől függetlenül, csakis a befogadók szennyezettsége, terheltsége és vízhozamai (hígító hatása) figyelembevételével differenciált. A 271/1991-es EU javaslat ezzel szemben éppen az utóbbiak figyelembevétele nélkül, az üzemméret függvényében a kialakítandó határértékeket (**3. táblázat**), megjegyezve, hogy az egyes országok befogadók érzékenységének megfelelően regionális szigorításokat alkalmazhatnak.

2. táblázat. A korábbi (4/1984. (II. 7.)) OVH rendelet határértékei a hazai befogadókra.

Jellemzők	Térségi kategóriák – kijelölt osztályok					
	I	II	III	IV	V	VI
KOI	50	75	100	100	150	200
Lebegőanyag	100	100	200	200	500	200
NH ₄ -N	2	5	30	10	30	10
NO ₃ ⁻ a)	40	50	80	80	-	80
Összes P – TP a)	1,8	2	2	2	-	2

a) - III – IV, valamint a VI osztályokban csak állóvízbe, vagy abba torkoló kisebb befogadóba történő bevezetés esetén voltak érvényesek a határértékek.

3. táblázat. Az EU javaslat a kommunális szennyvíztisztítók kibocsátási határértékeire.

EU 271/1991		Lakos egyenérték osztály (LE - 60 g BOI ₅ /fő nap)		
Kategória		1	2	3
Jellemzők	(mg/l)	< 10 ezer LE	10 - 100 ezer LE	> 100 ezer LE
BOI ₅		25	25	25
KOI		125	125	125
Összes lebegő anyag - TSS		60	35	35
Összes nitrogén - TN*		-	15**	10
Összes foszfor - TP		-	2	1

* - TN = TKN + NO₃-N + NO₂-N ahol TKN = szerves N + NH₄-N

** - vízhőmérséklet > 12 °C esetén

A 28/2004. (XII. 25.) rendelkezés a hosszú előkészítési időszak ellenére sem tűnik igazán sikeresnek (4. táblázat és 5. táblázat), s jelenleg is kisebb korrekciója van előkészítés alatt.

Láthatóan két érték közül is választhat a hatóság, a technológia képessége és a befogadó védettsége előírása szerint. Elvileg mindig a szigorúbb választását javasolja. A gyakorlatban azonban a tisztítók nem kellően választott, vagy kiépített technológiája miatt sokszor kompromisszum születik, s az üzemméret szerinti határértéket nem veszik figyelembe. Természetesen szigorítással is nagyon sokszor élnek, elsősorban a vízigényünket hosszú távon biztosító talajvíz minőségének védelme érdekében. A határérték túllépésért a tisztítónk szennyvízbírságot, a környezetbe kibocsátott szennyezőanyag mennyiség alapján pedig környezetterhelési díjat kell fizetnie. Végző soron persze mindegyiket a fogyasztó fizeti meg.

4. táblázat. Települések szennyvíztisztítására vonatkozó technológiai határértékek

Kiepített terhelési kapacitás (LE)	KOl _k (mg/l)	BOI ₅ (mg/l)	összes lebegő anyag (mg/l)	összes foszfor(mg/l)	összes nitrogén (mg/l)	
					V1-XI.15	XI.16-IV.30
<600	300	80	100	– ⁽¹⁾	– ⁽¹⁾	– ⁽¹⁾
601-2000	200	50	75	– ⁽¹⁾	– ⁽¹⁾	– ⁽¹⁾
2001-10000	125	25	35	– ⁽¹⁾	– ⁽¹⁾	– ⁽¹⁾
10001-100000	125	25	35	2 ⁽²⁾	15 ⁽²⁾	25 ⁽²⁾
>100000	125	25	35	1 ⁽²⁾	10 ⁽²⁾	20 ⁽²⁾

⁽¹⁾A hatóság vízvédelmi érdekek alapján egyedi határértéket állapíthat meg

⁽²⁾ A határértékeket a 240/2000. (XII.25.) Korm. rendelet szerinti érzékeny területen (pl: Balaton vízgyűjtője), valamint 49/2001. (IV.3.) Korm. rendelet szerinti nitrát érzékeny területeken 10 ezer LE felett kell betartani.

5. táblázat. A szennyvizek befogadóba való közvetlen bevezetésre vonatkozó, vízminőség-védelmi területi kategóriák szerint meghatározott kibocsátási határértékek

Komponens	Területi kategóriák			
	1. Balaton vízgyűjtője közvetlen befogadói	2. Egyéb védett területek	3. Időszakos vízfolyás befogadói	4. Általános védeltségi kategória befogadói
pH	6,5-8,5	6,5-9	6,5-9	6-9,5
KOl _k	50	100	75	150
BOI ₅	15	30	25	50
összes szervesetlen nitrogén	15	30	20	50
összes nitrogén	20	35	25	55
ammónia-ammónium-N	2	10	5	20
összes lebegőanyag	35	50	50	200
összes foszfor	0,7	5	5	10
SZOE	2	5	5	10

A szennyvíztisztítók hiányos tisztítása következtében (határérték túllépés) a tisztítónak a szennyezési időszak alatt kibocsátott szennyvízben lévő és határértéket meghaladó valamennyi szennyezőanyagra meg kell fizetni az említett szennyvízbírságot. A bírság emelésének érzékeltetésére nem csak a jelenlegi, de a korábbi bírság fajlagost is bemutatjuk. A szennyezőanyagok egységnyi bírságtételei ebben az összevetésben a **6. táblázat** láthatók.

6. táblázat. Fajlagos bírság alapdíj megállapítása korábban és napjainkban.

Szennyezőanyagok	Bírságtétel (Ft/kg) 3/1984 OVH rendelet alapján	Bírságtétel (Ft/kg) 220/2004. (VII.21) Korm. rendelet alapján
KOI _k	2	140
BOI ₅		525
összes nitrogén		700
összes szerves nitrogén		700
összes lebegő anyag	2	140
ammónia-ammónium-nitrogén	10	700
összes foszfor	80	5600
nitrát	2	140 (NO ₃ ⁻ N –re)

Ha az üzem a szennyezőanyagok tekintetében a határértéket ötszörösen, mérgező anyagokét kétszeresen meghaladó mennyiségű anyagot tartalmazó szennyvizet bocsát ki, akkor a bírságtétel kétszeres. A kibocsátott szennyezőanyag-féleségek mennyiségei alapján meghatározott és egybefoglalt bírság az **alaphírság**.

A szennyvízbírságot a folyamatos bírságolás második évében kétszeres, harmadik évben háromszoros, negyedik évben négyszeres, ötödik és minden további évben ötszörös összegben kell kiszabni (progresszív bírság). A progresszív szorzó alkalmazásától el kell tekinteni, ha a káros szennyezés megszüntetése végett a szennyvíztisztító létesítmény fejlesztését megkezdtek. A szennyvízbírságot módosító tényezők:

- A befogadó mértékadó vízhozamának és az átlagos szennyvízmennyiségnek az arányától, valamint a szennyvízbevezetés módjától függő tényezők (**7. táblázat**),
- Területi tényezők (**8. táblázat**)

Egyéb vízgazdálkodási tényezők: a szorzótényezőt 0,1-2,5 közötti szorzószámmal kell mérlegelni. Alkalmazása során figyelembe kell venni a szennyvíz tisztíthatóságát, szennyvíz közegészségügyi ártalmasságát, befogadó sajátos viszonyait, befogadó vízének hasznosíthatóságát, egyéb vízgazdálkodási szempontok. A bírságot megállapító határozatot a felügyelőség minden év június 30.-ig állapítja meg. A bírságot a határozat jogerőre emelkedését követő hónap 15. napjáig kell befizetni. A vízszennyezési bírság 70%-át az illetékes felügyelőség, 30%-át a határozatban kedvezményezettként megjelölt önkormányzat

részére kell befizetni. A jelenleg érvényes rendelet jövő évben várhatóan valamelyest változik.

7. táblázat. Hígítási arány szerinti módosító tényezők

Hígítási arány	250	100	50	10	<10
Parti bevezetés	0,3	0,5	0,7	0,9	1
Sodorvonalai bevezetés	0,15	0,3	0,6	,09	1

8. táblázat. Területi tényezők

I. Kiemelt vízminőség-védelmi területek	5
II. Ivóvízbázisok és üdülőterületek	3,5
III. Ipari területek	3
IV. Öntözővíz-bázisok	2
V.Duna és Tisza nem kiemelt szakaszai	1
VI. Egyéb területek	1

A szennyvíztisztítóknak a szennyvízbírság mellett még környezetterhelési díjat is kell fizetniük a szennyvízzel kibocsátott maradó szennyezőanyagok hatásának egyéb környezetszennyező intézkedésekkel történő csökkentésének a távlati fedezetére. Napjainkban azonban a környezetterhelési díj döntő részét az állam visszafizeti a tisztítóknak éppen a tisztítás, vagy tisztított víz minősége monitorozásának a fejlesztésére, kiépítésére.

Hivatkozások

Kárpáti Á. (2003) A szennyvíztisztítás minőségbiztosítása, környezetvédelmi önértékelése. MASZESZ Hírcsatorna, (március-április) 3-7.

Kárpáti Á. (2003) A szennyvíztisztítás követelményei és a tisztítótelep típusválasztási lehetőségei Magyarországon. MASZESZ Hírcsatorna, (május-június) 3-11.

4 A szennyvíztisztítás folyamatai, főbb műveletei, műtárgyai

4.1 A szennyvízcsatorna, mint biológiai reaktor

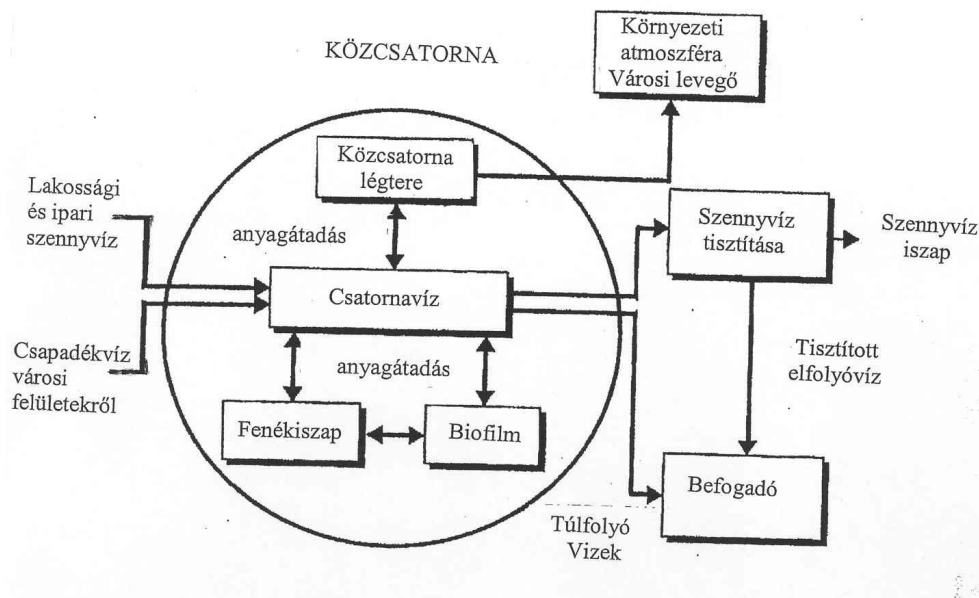
Az eleveniszapos rendszer ismertetése előtt nem árt röviden szót ejteni a szennyvíznek a tisztítóba történő szállítását végző csatornarendszerről, illetőleg a benne folyó biológiai átalakulásokról is. A biológia vonatkozásában, az abban kialakuló redox körülmények meghatározó fontosságúak (Jobbágy és társai, 1994). Aerob körülmények esetén a keletkező szag jelentéktelen, s a közegészségügyi és korróziós veszély is minimális. Ilyen csatornarendszerben a biológiailag könnyen bontható komponensek még a szennyvíztelepre érkezés előtt átalakításra, immobilizálásra kerülnek (iszappá alakulnak).

Az anaerob környezet kialakulása az előzővel szemben sokféle probléma, szag, egészségügyi kockázat, korrózió jelentkezését eredményezi. A szennyvízben végbemenő biológiai folyamatok nagyon összetettek, és többféle fázisban egyidejűleg következnek be (Somodi és társai, 2003b). A folyadékban lebegő szilárd fázisok, a biofilmben, a fenéküledékben, valamint a közcsatorna csőfalának és gázterének az érintkezési felületén. Az anyagcsere ezek között a fázisok között is lejátszódik, de az már végképpen ciklikusan, változó sebességgel történik. A gázfázis a fentiek közül a lakosság légkörével is kommunikál (cserélődik), ugyanakkor az anyagszállítás eredményeként valamennyi komponense a szennyvíztisztítóba s a befogadóba is ugyanúgy bejut. Az anyagforg kapcsolatrendszere az **1. ábra** látható.

A közcsatorna (rendszer) a biológiai átalakulások rendkívül komplex környezetben folynak:

- A szennyvízben mind a szennyező komponensek, mind a mikroorganizmusok időben és térben eltérő és változó széles skálája van jelen.
- A mikrobiológiai folyamatok egyidejűleg a rendszer különböző fázisaiban - szuszpendált vizes, biofilm, üledék és a gáz fázissal érintkező csőfal felület - játszódnak le.
- A mikrobiológiai folyamatok előrehaladása egyidejűleg a különböző fázisok kapcsolatával valósul meg, miközben fázisonként is gyakran változó aerob és anaerob körülmények alakulnak ki.

- A tápanyagok kicserélődése (mind az elektron donor szerves anyag, mind az elektron akceptorok - oxigén, nitrát), valamint a mikroorganizmusok kicserélődése ezek között a fázisok között folyamatos.



1. ábra. Szennyvízszállítás és átalakulás a lakossági szennyvíz-rendszerekben.

A különböző alrendszerekben bekövetkező szagot okozó termelése ennek megfelelően a redox körülmények vizsgálata alapján értékelhető.

Az aerob respiráció során a szerves molekulák az oxigénnel víz, széndioxid és szervesetlen anyagok keletkezése közben bomlanak le. A szerves szén széndioxiddá alakul, miközben a vizes fázisból gázfázisba kerül. Bár ammónia is termelődik a lebontásnál, és az aerob ammonifikáció során, általában az nem okoz szag-problémát. Ennek a fő oka, hogy az ammóniának viszonylag nagy az érzékelési küszöb értéke (40 ppb körüli), és kevésbé illékony a semleges pH tartományban. Ennek megfelelően az aerob heterotróf folyamatok nem szag-termelők.

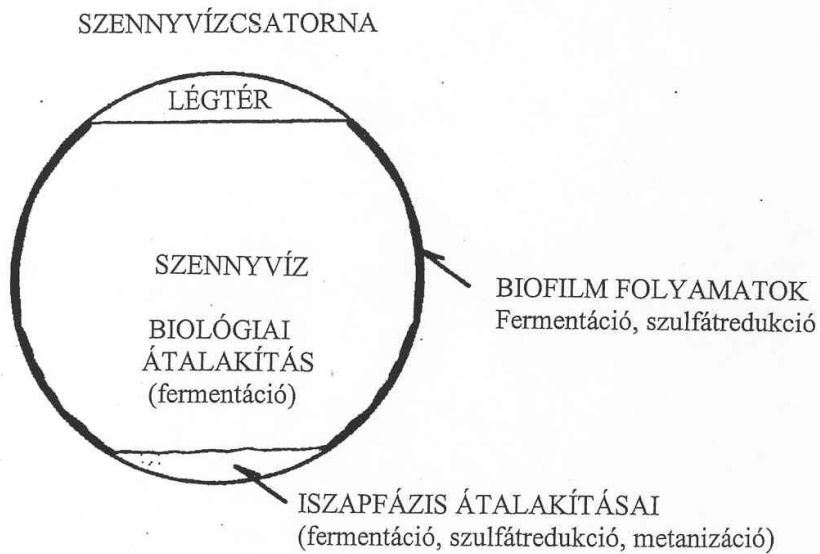
Az oxidáció sebessége oldott oxigén bősége esetén is igen eltérő lehet a szennyvízben, a heterotróf baktériumok koncentrációja és aktivitása, valamint a szennyvíz szerves anyagainak biológiai lebonthatósága függvényében. Az oxigénfelvétel sebességét 2-20 mg O₂/l h tartományban mérték a közcatornában (Matos - de Sousa, 1996, Hvitved-Jacobsen - Wollertsen, 1998). A biológiailag legjobban bontható molekulák, melyek gyakran a

legillékonyabbak is, pl. a kis molekulatömegű illó savak (VFAs), ezért a bontás során legelőször felhasználásra kerülnek. Ennek megfelelően az ilyen anyagok, melyek bekerülnek a közcsatornába a lakossági fogyasztásból, vagy szennyezésből, illetőleg abban magában keletkeznek a szerves anyag hidrolízise eredményeként, legtöbbször megfelelően eltávolításra is kerülnek ugyanott a heterotrófok oxikus anyagszerkezte folytán.

Az oxigén hiánya esetében a nitrát a lehetséges következő elektron-akceptor. A nitrát persze csak talajvíz beszivárgás, vagy mesterséges adagolás révén kerülhet a csatornarendszerbe. A szerves anyag aerob és anoxikus átalakítása csaknem teljesen megegyező. Ennek megfelelően az anoxikus körülmények esetén sem jelentkeznek a közcsatornában szagproblémák. A nitrát adagolása a szennyvízbe ennek megfelelően a szagcsökkentés széles körben alkalmazott megoldása.

Anaerob körülmények között a respiráció és a fermentáció szimultán folyamatok a mikroorganizmusok energiaigényének a biztosítására. A respirációval ellentétben a fermentáció nem igényel külső elektron-akceptort. Ennél a szerves anyag olyan oxidatív és redukzív átalakításokon megy keresztül, melyeknél a szerves karbon maga az elektron donor, illetőleg az elektron akceptor is.

A szerves anyag fermentációval történő részleges lebontása során kis molekulatömegű illó savak és széndioxid is keletkezik. Az aerob respirációval összehasonlítva a fermentáció minimális energiát termel, ugyanakkor a fermentációs termékek részben a szulfát redukáló baktériumok révén annak az oxigénjével, mint elektron akceptorral hasznosításra is kerülhetnek (Nielsen - Hvitved-Jacobsen, 1988a). Ekkor a szulfátból szulfid keletkezik. Szulfát hiányában a metanogén baktériumok hasznosíthatják a kis tömegű illó savakat energianyerésre, s egyidejű metántermelésre. A közcsatornában uralkodó körülmények változásával azonban mint már bemutattuk, a fermentációval termelt illó savak az aerob és anoxikus zónákban gyorsan hasznosításra is kerülhetnek. A fermentáció a szennyvízcsatornában három különböző vizes fázisban is bekövetkezik. Részben magában a szennyvízben, részben a csatornafalon kialakuló biofilmben, valamint a fenéken összegyűlő üledékben (2. ábra).



2. ábra. A gravitációs szennyvízcsatornában kialakuló körülmények sematikus ábrája.

A szulfátredukáló baktériumok lassú szaporodásúak, s ezért elsősorban a biofilmben és az üledékben dominálnak, ahova a szulfát a szennyvízből bediffundálhat (Hvitved-Jacobsen et al., 1998.b.). A biofilm ciklikus leszakadásának eredményeként azonban a szulfátredukció kisebb mértékben jelentkezhet a szennyvíz fázisban is. A metanogén folyamatok csak szulfát hiányában indulnak be, és ezért az üledék mélyebb rétegeiben alakulhatnak ki. A biofilmet a szulfát rendszerint teljesen átjárja.

A szennyvízcsatornában jelentősebb üledékréteg hiányában az anaerob folyamatok általában csak az illó savak és széndioxid termelésig mélyülnek el, miközben a szulfát redukció eredményeként éppen az utóbbiak hasznosításával kénhidrogén termelés válik dominánssá. Mind az anaerob respiráció (szulfát respiráció), mind a fermentáció azonban szagos anyagokat termel, egyidejűleg játszódva a megfelelő körülmények között. A szulfát respiráció terméke a kénhidrogén egyértelműen káros szag-termelő. A szerves tápanyag és a jelenlevő mikroorganizmus rendszer összetétele függvényében a fermentáció végtermék listája ugyanakkor meglehetősen széles.

A szennyvízcsatorna gázfázisának jellemző szagát okozó szerves komponensek folyadékfázisbeli koncentrációja Hwang és társai (1995) mérései alapján a **9. táblázat** látható. Mint a korábbiakban látható volt, a szerves anyagok bontásának illó sav származékai, melyek elsősorban a szénhidrátok lebontási végtermékei, a közcatornák kifolyó vízében nem igen

jelentkeznek (Hwang és társai, 1995). A merkaptánok döntően a fehérjék lebomlásából származnak. Ugyanez igaz a nitrogéntartalmú illékony származékokra is.

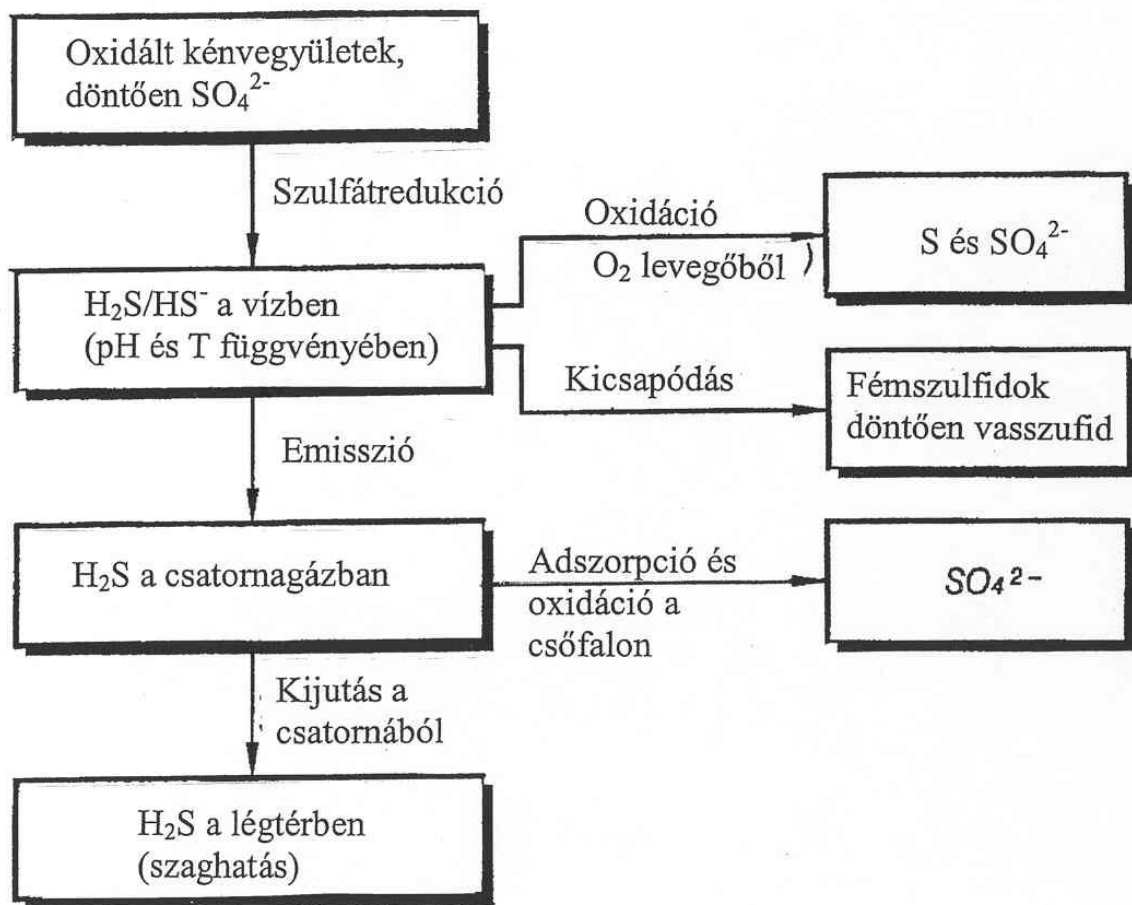
A gázfázisba kerülő kénhidrogén egy része a szennyvízcsatorna felső, gázzal (oxigénnel) érintkező részén falán a folyadékfilmben kénsavvá is alakul. Ez előbb utóbb a cementcsövek felső részének a korrozióját, tönkremenetelét eredményezi. Más része a folyadékfázisban kerül megkötésre a jelenlévő fémionok révén a kialakuló pH függvényében.

9. táblázat. A szennyvíztisztítóba érkező szennyvizek kén- és nitrogén-tartalmú illékony komponensei (Hwang és társai, 1995 - egyedi szennyvíz)

Komponens	Átlagos koncentráció, µg/l	Koncentrációtartomány, µg/l
Kén-hidrogén	23,9	15-38
Szén-diszulfid	0,8	0,2-1,7
Metil-merkaptán	148	11-322
Dimetil-szulfid	10,6	3-27
Dimetli-diszulfid	52,9	30-79
Dimetil-amin	210	-
Trimetil-amin	78	-
N-propilamin	33	-
Indol	570	
Szkatol	700	-

Normális körülmények között a kénhidrogén koncentrációja a szennyvízcsatorna vizében, ha szagproblémák nem jelentkeznek, 0,5 mg S/l alatt van. A jelentéktelen, közepes, illetőleg nagy szagirritáció a 0-0,5, 0,5-3, és 3-10 mg S/l koncentráció tartományban jelentkezhet (Hvitved-Jacobsen - Nielsen, 2000). Mivel a kénhidrogén keletkezéséhez a szulfát anaerob redukciója szükséges, egyértelműen ilyen körülmények vannak a kénhidrogén szagú szennyvizekben. A kénhidrogén keletkezés sebességét azonban emellett több tényező is befolyásolja.

A szennyvízcsatorna szag-emissziójának ellenőrzésére, vagy szabályozására számos, már korábban kialakított, bevált módszer is rendelkezésre áll. A **10. táblázat** egy rövid áttekintő ezekről (Somodi és társai, 2003a).



3. ábra. A szennyvízhálózatban végbemenő kén ciklus fő folyamatai, kénhidrogén termelése, megkötése és szag-emissziója.

Nincs egyértelmű, általános módszer annak a behatárolására, hogy szulfát redukció, vagy fermentáció okozza-e a közcsonna bűzös hatását adott esetekben. Ennek megfelelően a **10. táblázat** módszerei közül nem alkalmazható egyik sem általánosan a szaghatás csökkentésére. A szulfidok vegyszeres kicsapata például nem csökkenti az illó szerves anyagok okozta szagokat. A táblázat módszerei között az 1. pont alatt felsoroltak a leginkább alkalmazhatók a rothadás, s azon keresztül a bűdös szaghatás csökkentésére. Ettől függetlenül mindegyik módszer alkalmassága egyértelműen a helyi adottságok, körülmények függvénye.

10. táblázat. A kénhidrogén keletkezésének szabályozása a szennyvízcsatornában

A módszer általános alapelve	Meghatározó intézkedések
1. Szulfát redukáló körülmények megakadályozása	A szennyvíz megfelelő ellátása: - levegővel - tiszta oxigénnel - nitráttal
2. Káros következmények megakadályozása	Szulfidok vegyszeres kicsapátása: - vas (II)-szulfáttal, vagy vas(III)-kloriddal
3. A biológiai folyamatok módosítása	- pH növelés lúg adagolásával - klór adagolása - hidrogén-peroxid adagolása - ózon adagolása
4. Mechanikus módszerek	- Nagy sebességű átöblítés - Biofilm mechanikus eltávolítása
5. Más módszerek	- Turbulencia csökkentése a gázoldalon - Korróziómentes felületek védőbevonata - A ventilláció szabályozása

Hivatkozások

- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. and Nielsen, P.H. (1998a) A process and model concept or microbial wastewater transformations in gravity sewers. *Wat. Sci. Technol.* 37(1), 233-241.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. and Tanaka, N. (1998b) Wastewater quality changes during transport in sewers – an integrated aerobic and anaerobic model concept for carbon and sulphur microbial transformations. *Wat. Sci. Tech.* 38(10), 257-264 (read text pp. 249-256) or errata in *Water Sci. Technol.* 39(2), 242-249.
- Hwang, Y., Matsuo, T., Hanaki, K., and Suzuki, N. (1995) Identification and quantification of sulfur and nitrogen containing odorous compounds in wastewater. *Wat. Res.* 29(2), 711-718.
- Hvitved-Jacobsen, T. and Nielsen, P.H. (2000) Sulphur transformations during sewage transport. In: *Environmental Technologies to Treat Sulfur Pollution – principles and engineering* (P. Lens and L.H. Pol, eds.), IWA Publishing, London, pp. 131- 151.
- Jobbágy A., Szántó I., Varga Gy. And Simon J. (1994) Sewer system odour control in the Lake Balaton area. *Wat. Sci. Tech.* 30 (1) 195-204.
- Matos, J.S. and de Sousa, E.R. (1996) Prediction of dissolved oxygen concentration along sanitar sewers. *Water Sci. Technol.* 34(5-6), 525-532.
- Somodi, F. – Radács, A. – Kárpáti, Á. (2003) Csatornaszag megszüntetése a szennyvíz gyűjtésénél. 17-30. Szerk.: Kárpáti, Á. A szennyvíz-gyűjtés, tisztítás és iszapkezelés általános problémái. Tanulmány-gyűjtemény No. 8. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 95.
- Somodi, F. – Radács, A. – Kárpáti, Á. (2003) Szagok és keletkezésük a közcsatornáknakban. 1-16. Szerk.: Kárpáti, Á. A szennyvíz-gyűjtés, tisztítás és iszapkezelés általános problémái. Tanulmány-gyűjtemény No. 8. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 95.

4.2 Szennyvíz fogadása, átemelése, durva szűrése

A tisztítóba befolyó szennyvíz sok idegen tárgyat is magával hozhat, melyeket a tisztító műtárgyainak, berendezéseinek a védelme érdekében abból előzetesen el kell távolítani. Ilyenek a vízzel részben görgetett, részben úszó nagyobb tárgyak, fa és kődarabok, a finomabb méretű homok, felúszó zsíros, olajos részek, és egyéb, rendellenesen oda kerülő használati tárgyak. Az utóbbiakra legyen csak egyetlen példa a fülpiszkáló műanyag pálcika. Hogy az miért a szennyvízbe kerül, nehéz megmagyarázni. Ezeket a **kőcsapda, a durva, majd finomabb rácsok, szűrők, valamint a homok és zsírfogó műtárgyak** távolítják el. Mindegyik darabos szennyezőanyag-fajta eltávolításának megvan a saját feladata. Azok a technológiai sor legkülönbözőbb elemeit károsíthatják. A homok kiülepedése, valamint a zsírdarabok lassúbb bomlása, oxigénbevitelt rontó hatása, majd felúszása a fázisszétválasztásnál általánosan ismert üzemzavarokhoz vezethet (Öllös, 1991).

A szennyvíznek tisztítóba érkezése azonban közcsatornában vagy gravitációsan, vagy nyomás alatt történik. Az utóbbi a korszerű műanyagcsövek esetében jellemző, bár a nyomott rendszereknek is megvannak a maguk negatívumai. A tisztítóba történő belépési pont előtt is elképzelhető egy utolsó szakasz, amely eltérően a csatornarendszer többi részétől, nyomott vezeték. A nyomással érkező vizet a telepen valamilyen föld feletti műtárgyban fogadhatják. Ellenkező esetben a tisztító első művelete a szennyvíz átemelése kell legyen, ami megfelelő föld feletti magasságba történő szivattyúzását jelenti, hogy onnan gravitációsan folyhasson végig a legtöbb műtárgyon (Förstner, 1993; Barótfi, 2003).

Az átemelés előtt célszerű azonban a durva részek kiszűrése, amit az átemelő aknába telepített ráccsal végeznek. Ennek a tisztítása rendszerint gépi megoldású. A folyadék emelése ezt követően igen különböző típusú szivattyúkkal történhet, melyeknek azonban kellően robusztusnak és üzembiztosnak kell lennie, hogy a telep folyamatos működése biztosítható legyen. Az átemelésnél mindig kell a kellő tartalékkapacitásnak lennie, hogy a nagyobb esőzések esetén érkező hatalmas vízmennyiségeket is ki tudja szivattyúzni a csatornarendszerből. Egyébként visszadugulás következik be, aminek az eredménye a szennyvíz kiömlése a csatornaszemeken. Ez utóbbi más a külső rendszer káros szennyeződését jelenti, ami közvetlen közegészségési veszélyt is jelent. Ezt tehát mindenképpen meg kell akadályozni. A megoldás persze speciális adottságok esetén felszíni esővíztározók megépítése is lehet az ilyen káresemények kiküszöbölésére (Dulovicsné és társai,).

Nem történt említés eddig a szennyvíz és csapadékvíz közös, vagy szeparált gyűjtéséről, kezeléséről, elvezetéséről sem. Ez is bonyolítja a szennyvíz tisztítását, hiszen míg a lakossági szennyvíz vízhozama a csapadékvíz nélkül viszonylag kis tartományban történő ingadozással jellemezhető, az egyesített csatornarendszereknél az esővíz hatása az eső intenzitásán túl a vízgyűjtő terület nagyságától is függ. Mivel a csatornarendszerek kiépítése a múltban elég változatosan történt a különböző helységekből, napjainkba ugyanott esetenként a csapadékvíz, vagy akár a csatornarendszer fizikális tönkremenetele ami akár teljes csatornarekonstrukciót is igényelhet. Ennek a költsége azután akár többszöröse is lehet a szennyvíztisztító építési költségének (Dulovics és társai,).

A szennyvízátemelés után ismételt a valamivel finomabb rács, majd a zsír és homokfogó következik a hagyományos telepeken. A homok a koptató hatása miatt is kellemetlen, de talán még nagyobb üzemzavart okozhat a folyamatos lerakódásával, mintegy cementálódásával, besűrűsödésével a lassú folyadékaramlású részeken. Egy üleptetőben ez például az iszapkotró híd mozgását is megakadályozhatja, vagy annak a durva deformációját is eredményezheti.

Finomabb ülepedő iszap is okozhat ilyen üzemzavart, amire példa tálán a nagykanizsai szennyvíztelep esete, ahol a sörgyár bentonitos derítőiszapjának a lökészerű eleresztése okozott egy hétvégen csőeldugulást az iszap utóüleptető fenekéről történő iszapelvétel megakadályozásával. Egy ilyen csődugulás a kevésbé felügyelt hétvégeken tartós üzemzavarhoz is vezethet a telepen.

A homokfogó egyébként egyszerű műtárgy, üleptető, amelyben a folyadék áramlási sebességét 0,1 m/s alá csökkentve a 0,1 mm átmérőjűnél nagyobb homokszemcsék kiüleptíthetők. Ugyanebben a berendezésben megfelelő levegő befúvással (flotálás) a víznél kisebb fajtsúlyú és hidrofób, összetapadásra hajlamos zsíros lebegő részek is elválaszthatók. A homokfogóban ugyanakkor a finomabb lebegő résszel nem válnak ki a vízből. A homok eltávolítása a fenékvályúból megfelelő szivattyúval történik, míg a zsír lefölözését terelőlemezzel lehet biztosítani (Förstner, 1993; Barótfi, 2003).

Hivatkozások

Barótfi, I. (2003) Környezettechnika. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest

Dulovics

Dulovicsné

Förstner, U. (1993) Környezetvédelmi technika. Springer – Verlag, Budapest

Öllős, G. (1991) Csatornázás – Szennyvíztisztítás I-II. Aqua Kiadó, Budapest

4.3 *Finom lebegő szennyezők eltávolítása*

A tisztítóba érkező szennyvíz szennyezőinek azonban a fenti szennyezőkön túl is, jelentős hányada nem oldott, hanem darabos, formált állapotú. Ez azt jelenti, hogy ülepedésre, vagy felúszásra hajlamos, esetleg a vízéhez igen közeli fajsúlyú lebegő anyaga. Könnyű ezt érzékeltetni a lakosegyenérték (LE) adataival, mely szerint az egy lakos szennyezőanyag terhelése az általánosan elfogadott minősítő paraméterekben a következő:

Lakosegyenérték:	60 g BOI ₅ /főd	(BOI ₅ az öt napos biológiai oxigénigény)
	110 g KOI/ főd	(KOI a kémiai oxigénigény – bikromátos) (mintegy 90 g szerves anyag / főd)
	60 g SS/főd	(0,45 mikronos szűrőn fennmaradó darabos rész)
	13-14 g TKN/főd	(redukált nitrogén – Total Kjeldahl Nitrogén)
	2 g TP/főd	(összes foszfor)
	1 g S/főd	(összes kén)

Ezekből az adatokból látható, hogy az adott méretnél nagyobb darabos szennyező részek hányada a szennyvízben jelentős. Tudjuk azt is, hogy az adott mérési módszerrel mérhető lebegőanyag mennyiség mintegy 60 %-a másfél órás ülepítéssel a vizes fázistól elkülöníthető. Az is ismeretes, hogy az így eltávolított anyaghányad a KOI mintegy 30 %-os, a TKN 10 %-os csökkenését eredményezi. A TP tartalom ezzel szemben az előülepítés során alig változik.

A gravitációs előülepítés hatásfokát javítani lehet koagultató, flokkuláltató segédanyagok hozzáadásával. Ezek három értékű fémek (Fe és AL) sói, melyek ionjai a finom kolloid részeket destabilizálják, majd keletkező hidroxidjaikkal nagyobb pelyhekké kapcsolják össze, koagulálják, flokkulálják. Egyidejűleg ezek az ionok a szennyvíz foszfát tartalmával is reagálnak, csapadékot képeznek. Az így keletkező foszfát csapadék is beépül a kialakuló iszappelyhekbe. Ezek a pelyhek magukhoz kapcsolnak az adott mérethatárnál kisebb kolloid részecskéket is, azokat mintegy kiszűrik, derítik a vizes fázisból.

A koagulációt követő flokkulációval lassan növekedő iszappelyhek mechanikai stabilitása gyenge, ezért polielektrolitokkal az iszappelyhek összesűrűsödést gyorsítani lehet. Ezek rendszerint poli-akrilamid típusú vízdoldható kopolimerek, melyek szénláncra 50-100 monomer egységenként disszociációra képes egységet tartalmaz. Ez teszi lehetővé, hogy

elektrosztatikus kölcsönhatással összekapcsolják az akár pozitív, akár negatív felületi töltésű koagulált részecskéket. Az így kialakuló több milliméteres iszappelyheket a továbbiakban a polielektrolit molekula mechanikailag összehasonlíthatatlanul nagyobb kötéserejű kovalens kötése tartják össze. Ez a pelyhes lebegőanyag már gyorsabban elválasztható az ülepítőkben, vagy flotálókban a vizes fázistól.

Megjegyzendő azonban, hogy az előülepítéshez mégsem használnak a lakossági szennyvizek tisztításánál polielektrolitot. Ez azért van, mert a polielektrolit maradéka megváltoztatva a víz viszkozitását, rontja a következő lépésben az oxigénbevitel lehetőségét, miközben az eleveniszapos részben a polimer maradék koaguláló hatása sem előnyös.

Az előülepítés helyett napjainkban finomabb résméretű ráccsal történő, úgynevezett finomszűrés is szóba jöhet. A szűrést egyébként az előülepítés előtt is célszerű beiktatni, mert a szennyvízzel rendszerint olyan úszó, darabos, szálas szennyezések is érkeznek, melyek a későbbiekben a vízből kiválva, kiszűrődve a berendezések üzemeltetését zavarhatják. Ezeket rendszerint rácsokkal szűrik ki a vízből, melyek résmérete 5-20 mm. Az ekkor kiválasztható, elkülöníthető szennyezőanyag a rácsszemét. Ezt megfelelő berendezéssel összetömörítve, préselve más technológiában történő feldolgozásra, esetleg fertőtlenítéssel egybekötött deponálásra szállítják el a telepről.

Mint már említésre került, az előülepítést részben kiválthatja a finomszűrés, amely 3-1 mm résmérettel történő lebegőanyag szeparációt jelent. Míg a rács nem okoz különösebb szennyvízminőség változást, a finomszűrés mér a szennyezőanyag 10-20 %-át is eltávolíthatja a vízből. A finomszűrésnek különleges szerepe van az ultraszűréssel (membránnal) történő iszapvisszatartás, fázisszétválasztás esetén. A durvább darabos részek a membránokat megsérthetik, ezért eltávolításuk ilyenkor elengedhetetlen.

Hogy a finomszűrőkön leválasztott szennyezőanyaggal mi történik, technológiánként változó. Az ugyanis elvileg a rácsszeméthez is tehető a durvább szűrés esetén, de a primer iszaphoz is a közvetlen víztelenítést, vagy akár az iszaprothasztást megelőzően is. Az is elképzelhető, hogy azt a primer iszappal együtt hidrolízisre viszik, hogy terméke az eleveniszapos biológia szerves tápanyagellátását, s így a nitrogén és biológiai többletfoszfor eltávolítás hatékonyságát kedvezőbbé tegye.

A kis telepek esetén, éppen az utóbbi érdekében, célszerű lehet az előülepítés elhagyása is. Ilyenkor egyféle iszap keletkezik csak a tisztításnál, s javul a tisztítandó szennyvízben a tápanyag arány (szerves-szén : TKN, illetőleg szerves-szén : összes-P). Ez egyrészt az anaerob zóna jobb acetát, másrészt az anoxikus medence jobb szerves anyag ellátottsága (denitrifikáció gyorsítása) végett célszerű, melyet a későbbiekben elemez majd az anyag részletebben.

A népesebb városok nagy kapacitású telepeinél, ahol az üzemméret következtében az anaerob iszaprothasztás kiépítése is célszerű lehet, az előülepítés azonban mintegy 30 %-al csökkentheti a biológiai tisztítás térfogatigényét. Az ilyen üzemeknél azért is favorizálják az előülepítést, mert a primer iszapnak jóval nagyobb a fajlagos energiatartalma (metántermelő potenciálja), mint a szekunder iszapnak. A vegyszeres előülepítéssel az említett 30 % akár meg is duplázható, ami arányosan kisebb aerob biológiai tisztítókapacitás kiépítését igényli. Ugyanakkor a nitrogéntávoltítást a megkívánt mértékben csak igen komplikált technológiával, esetleg külső többlet szerves anyag felhasználásával tudja csak a tisztító biztosítani.

Az előülepítés hatásfokát úgy is növelni lehet, ha a nyersvízhez a homok és zsírfogást követően bekeverik a fölösiszapot. Ez maga is javítja a koagulációt, flokkulációt, illetőleg a finomabb részecskék kiszűrődését. Az így kiülepedő primer iszapot nem szokták recirkuláltatni az előülepítő elé, pedig elvileg ez is javíthatná a hatásfokot. Különösen abban az esetben, ha a bekeverésnél rövid ideig levegőztetnék az iszappal a nyersvizet. A recirkulációs megoldás nem terjedt el, a levegőztetés viszont igen, még abban az időszakban, amikor az így kezelt vizet kétszintes ülepítőkre vezették, s onnan került tovább a mintegy 50 % BOI és KOI szennyezettséggel az előülepített víz az eleveniszapos biológiára.

Az előülepítők döntő része napjainkban már téglalap, vagy kör keresztmetszetű. Ebben a kiépítésben kedvező a folyadék áramlási képe az ülepítéshez, illetőleg ilyen kiépítésben a legkedvezőbb a medencefenékre kiülepedő iszap eltávolításának a lehetősége.

Az előülepítők tervezésénél annak a felületi folyadékterhelése a meghatározó. Az ülepítő felületére számított folyadékterhelés célszerűen 1,5-3 m/h között javasolható. A vízmélység a kör és négyzet alakú keresztmetszet kiépítésénél is átlagosan 2-3 m között változhat. A medencefenékre ülepedő iszapot alkalmas kotrószerkezetnek kell az iszapelvételi helyre

(esetleg zsompként kialakított iszaptölcsér, vagy vályú) összegyűjteni. Az iszapelvétel szivattyúkkal történik, mert az iszapos vizet magasabb szintre kell rendszerint víztelenítésre, vagy azt megelőző gravitációs iszapsűrítésre eljuttatni a technológiában. Az előülepítő iszapja (primer iszap) az eleveniszapnál (szekunder iszap), amely a biológiai lépcsőben keletkezik, jobban sűríthető. Gravitációs sűrítéssel is rövid idő alatt 2-3 %- szárazanyag tartalomra (lebegőanyag tartalom 105 C fokon kiszárítva) sűrűsödik. Vízteleníthetősége (ami további gépi víztelenítést jelent dekanterrel, vagy présszalag szűrővel) is jobb, mint a szekunder iszapé, ezért a víztelenítésüket célszerű együtt végezni. Kivétel is adódhat, de azt az anaerob rothasztást megelőzően annak előkészítő műveleteinél említimajd az anyag.

Hivatkozások

Barótfi, I. (2003) Környezettechnika. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest

Förstner, U. (1993) Környezetvédelmi technika. Springer – Verlag, Budapest

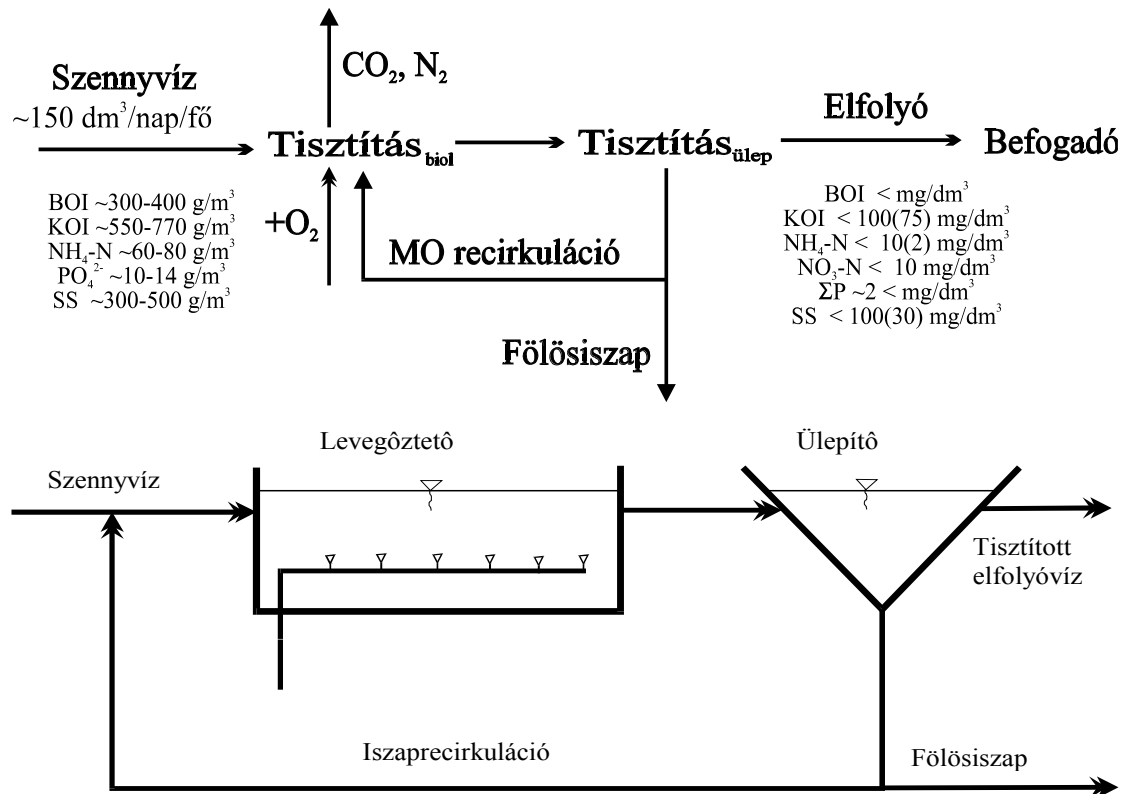
Öllös, G. (1991) Csatornázás – Szennyvíztisztítás I-II. Aqua Kiadó, Budapest

4.4 Szerves szennyezők átalakítása, szeparációja, iszaphozama

Az oldott és igen finom lebegő részek a szennyvízből ülepítéssel nem távolíthatók el. Ezeket a természettől eltanulva (folyókák öntisztulása) mikrobiális módszerrel előbb lebegő biomasszává alakítjuk, s ezzel a biomasszával vonjuk ki a vízből (Grady, 2000). A szennyezők kivonása kifejezés ma már egyre indokoltabb, hiszen a keletkező biomasszát nem csak ülepítéssel, de flotálással sőt ultraszűréssel is el lehet a vízből távolítani. Az utóbbi módszerekre a klasszikus eleveniszapos megoldásoknál nem volt különösebb szükség, de a granulált iszapos és biofilmes hibrid rendszerek terjedésével ezek alkalmazása egyre általánosabb lehet. Ezeknél ugyanis hasonlóan a túl rövid iszapkorú eleveniszapos megoldásokhoz túl sok finom lebegő rész marad az ülepített vízben az iszap gyengébb szűrőhatása miatt. Ezek eltávolítására az ultraszűrés különösen alkalmas lehet.

A szennyező anyagok /szerves C, N, P, S/ biológiai eltávolítása az ilyen rendszereknél mikroorganizmusok -MO- segítségével történik. Az átalakítás segédanyag az oxigén, termékei a széndioxid, szennyvíziszap /C-, H-, O-, N-, P-tartalommal/, nitrogén /elemi nitrogén, esetleg nitrát / és szulfát. A biomassza adszorpciójának az inert szerves és szervetlen komponensek eltávolításában is fontos szerepe van, de a bomtható szerves tápanyag adszorpciója is fontos részfolyamata az átalakításoknak (Kárpáti, 2002). A tápanyagok sejtmembránon keresztül történő felvétele ugyanis azok típusától függően vagy közvetlenül /oldott kis molekulájú komponensek, oxigén, ammónium, acetát, orto-foszfát, mikroelemek/, vagy előzetes adszorpció és extracelluláris átalakítás után lehetséges /nagy-molekulájú oldott és lebegő szennyezések (Kárpáti, 2005).

Az eleveniszapos rendszerben az oldott és lebegő szennyezők jól szeparálható biomasszává, sejt és sejtfalanyaggá történő alakítása, majd elválasztása ennek megfelelően két elkülönített tisztítási lépés. Ezt ki is hangsúlyozza a tisztítást bemutató **4. ábra** (Kárpáti, 2002).



4. ábra. A biológiai szennyvíztisztítás elvi sémája

Az ábrán feltüntetett nyersvíz jellemzőkkel és tisztított víz minőségi igénnyel csak megközelítő mértékében szabad foglalkozni, hiszen a víz hozzáférhetőségének, árának függvényében a lakosonkénti fajlagos vízfelhasználás a világ különböző térségeiben nagyon eltérő, aminek következtében szennyvíz koncentrációja is hasonló. Ez utóbbi úgy számolható ki, ha a korábban idézett lakosegyenérték fajlagosokat elosztjuk a fajlagos vízfelhasználással, ami 50-500 liter/fő között változhat. Ez azt jelenti, hogy közelítőleg tízszeres eltérés is adódhat. Ez persze inkább csak ötszörös, de az is nagyon nagy, hiszen az EU ajánlat szerint a nitrogénnek és a foszfornak a 75 %-os eltávolítását kell elérni. Mint látható, a hígítás ennél nagyobb eltéréseket eredményezhet a koncentrációkban, tehát a vízszegényebb országok szennyvíztisztítása mértékének szükségszerűen nagyobbak is kell lenni azonos tisztított víz határértékek esetén.

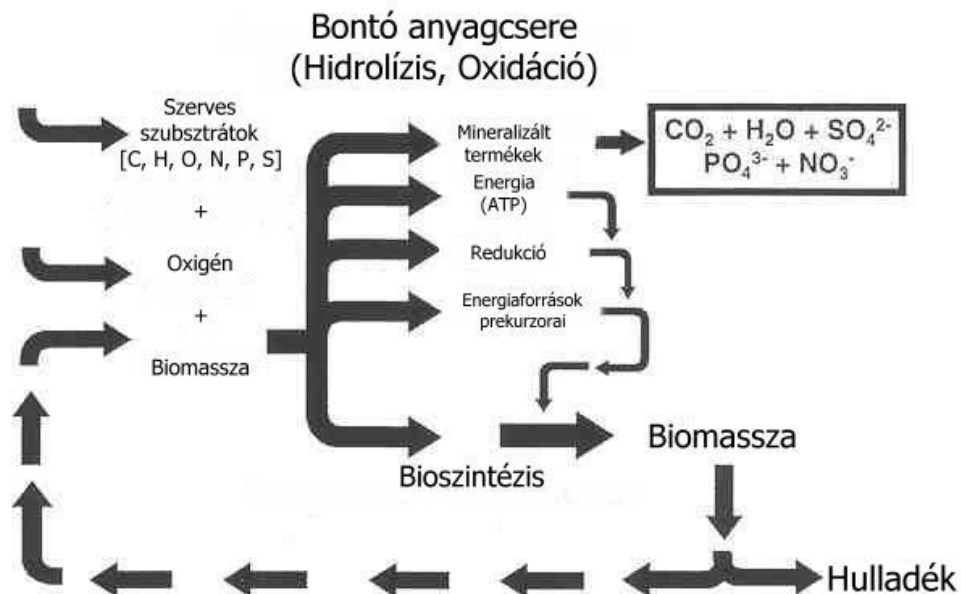
A szerves anyag biológiai átalakításának folyamata viszonylag egyszerű. Az azt végző heterotrof mikroorganizmusok a szerves anyag oxidációjával bőséges energiamennyiségre tesznek szert, amellyel a szerves anyag egy részét új sejtanyag termelésre hasznosítják. A folyamat biomassa, vagy iszaptermelése így meglehetősen nagy.

A fentieknek megfelelően az eleveniszapos szennyvízkezelés a világ jelenleg üzemelő egyik legnagyobb biotechnológiai iparága, ugyanakkor mégis alapvetően különbözik a gazdaságilag fontos fermentációs iparágazatok (mikroorganizmusokból álló biomassza nagyüzemi előállítását szolgáló) ellenőrzött oxigénbevitellel, vagy anélkül működtetett fermentációs rendszereitől. A szennyvíziszap olyan vegyes biológiai kultúra, melynek képesnek kell lennie megbirkózni a szennyvízzel érkező különböző kémiai összetételű, illetőleg molekula- vagy részecskeméretű szerves anyagfélések hihetetlenül széles skálájával. Mindezen kémiai anyagok egy része a szennyvízcsatornában, mint már bemutatásra került, még az előtt átalakulhat, hogy a tisztítóba beérkezne, más részük pedig biológiailag lebonthatatlan (rezisztens) így átalakulás nélkül jut át a tisztítórendszeren, ha nem adszorbeálódik az iszapon. Az ilyen, ill. a bontható, de mégis toxikus hatású szennyező anyagoknak (xenobiotikumok, nehézfémek, stb.) káros hatásuk van a mikroorganizmus-kultúrára, s így a teljes eleveniszapos rendszerre. A szennyvíz biokémiai folyamatait mutatja be a **5. ábra**. Ezen az ábrán már az ammónium nitráttá történő oxidációja is feltételezésre került, a gyakorlatban azonban ez csak lassan alakult erre a technológiai szintre a tisztítás fejlődése során.

Előbb maga a tisztítás is két műveletileg eltérő irányba fejlődött, melynek alapján még a múlt század fordulóján kialakult az eleveniszapos és a biofilmes, vagy csepegtetőtestes változat. Elvében persze mindegyik a szerves anyag biomasszába történő beépítését végezte, a mikroorganizmusok részére eltérő környezet miatt azonban meglehetősen eltérően. Ezt majd a későbbiek során a biofilmes technika legújabb fejlődése mutatja majd be azt, s helyette a következőkben az eleveniszapos rendszerek fejlődése kerül ismertetésre.

Az eleveniszapos rendszerben alapvetően szükséges valamennyi tápanyagnak egy megfelelően méretezett reaktorban történő elosztatása, hogy a lebegő (vagy akár a rögzített állapotban (biofilm) szaporodó mikroorganizmusok is) velük közvetlen kontaktusba kerülhessenek. Valamennyi esetben térbeli mikroorganizmus-komplexumok, úgynevezett iszapperyhek / iszapfilmek alakulnak ki.

Az eleveniszapos rendszer biokémiai folyamatai



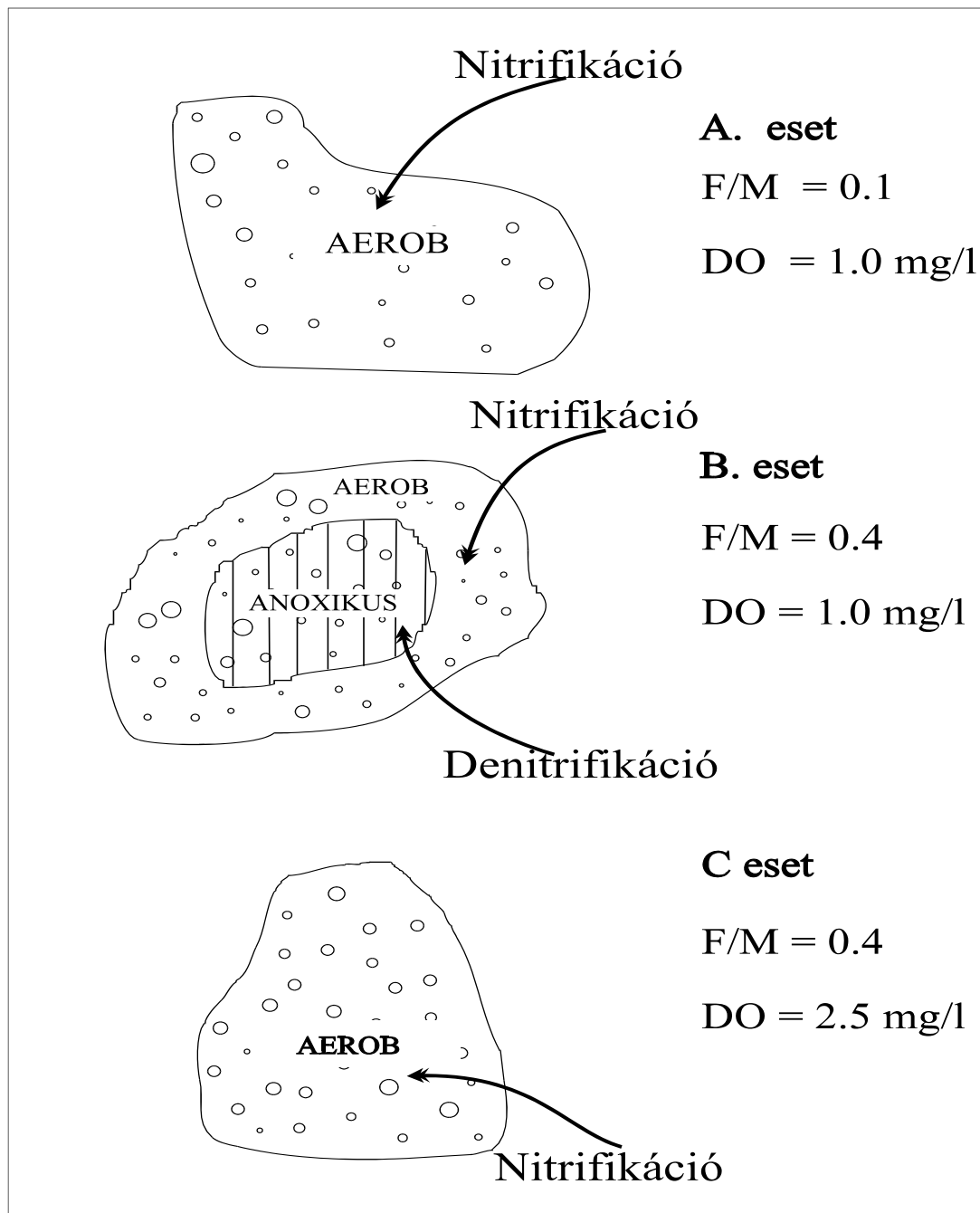
5. ábra. Az eleveniszapos rendszerben végbemenő

Figyelembe kell azonban venni, hogy a reaktorokban a felsorolt reakciókörülmények nem csak a váltogatott üzemmóddal behatárolt, úgynevezett "makrociklusok" következtében alakulhatnak ki. A tápanyag-ellátottság, a rendszer mechanikus keverése és a mikroorganizmusok flokkulációs hajlama eredményeként az iszap-pelyhekben egy sokkal kisebb periodicitású "mikro-ciklus" során is létrejöhetnek a szükséges feltételek. Az utóbbinál a változás szélsőértékeit a folyadékfázisban biztosított tápanyag-koncentráció /szerves tápanyag, oxigén, stb./, valamint a keverés intenzitása fogja behatárolni (Gray 1990). Az iszap-pelyhek felületének és belsejének különböző körülményei miatt annak mikroorganizmusai egymást kizáró folyamatok szimultán végrehajtására is képesek. A **6. ábra** ezt a lehetőséget érzékelteti (Sedlak 1992).

Az ábrán feltüntetett paraméterek az iszap-pelyhek körüli vízfázisban kialakuló oldott oxigén koncentrációt, valamint az iszap relatív tápanyagterhelését mutatják. Az utóbbi, az F/M az angol szavak rövidítéséből tápanyag/biomassa (food/medium) arány. Rendszerint kg tápanyag / kg biomassa d mértékegységben adják meg, mint ahogyan az ábrán is látható.

Amikor a részecskék összetöredezése, megújulása nem elég gyors, a lassú diffúzió miatt a **6. ábra** látható oxigén-koncentráció eloszlás alakulhat ki a pelyhekben. Intenzív keverés,

folyamatos újra felaprózódás a konvekció szerepét fokozza, de a részecskékben anoxikus terek kialakulására, különösen nagy relatív iszapterhelés esetén, lehetőség adódik. Ez azt jelenti, hogy szimultán denitrifikáció is lehetséges a levegőztetésnél megfelelő körülményekkor. Ez a folyamat a heterotrof mikroorganizmusok nitrát oxigénjével történő respirációja, ami azonban csak oxigénhiány esetében, tehát az ábrán is látható zártabb iszappelyhekben és körülmények között alakulhat ki.



6. ábra. Szimultán folyamatok az iszappelyhelyben

A pelyhek mozgását aprózódását, ismételt összekapcsolódását, tehát az ilyen körülmények kialakulását a fentieken túl a keverés intenzitása is befolyásolja. Az iszap-pelyhek átlagos nagysága mintegy 30-130 mikron közötti, így a belső tereiben az oxigénhiány csak nagy iszapterhelés és hiányos levegőztetés esetén domináns. Ezekkel a paraméterekkel ugyanakkor a denitrifikáció mértéke az eleveniszapos rendszer iszap-pelyheiben szabályozható. Kayser szerint (2001) 1,5 mg/l körül szabályozott oxigénkoncentráció és közepes tápanyag ellátottság esetén az iszap-pelyhek szimultán denitrifikációja a keletkező nitrát mintegy 25 %-át redukálja. A többit kell más technológiai kialakítással, vagy szabályozással biztosítani. Ausztrál kutatók szerint (Seviour, R. J. et al, 1999) 0,7-0,8 mg/l oldott oxigénszint tartása esetén a kis terhelésű eleveniszapos rendszerekben a nitrifikáció és a denitrifikáció egyensúlyban tartható, tehát szimultán denitrifikációval is építhető akár egy medencében is a tisztítás. A szennyvíztisztítás szabályozása, optimalizálása a fenti részfolyamatokat biztosító egységekből kiépülő rendszernek a mindenkori befolyó víz összetétele, és befogadó előírásainak megfelelő szabályozását, optimalizálását jelenti.

A szerves anyagból keletkező szennyvíziszapnak, sőt a biofilmből időszakosan leszakadó részeknek is megfelelő ülepedési lehetőséget kell biztosítani, mint az a korábbi, **4. ábra** látható volt. A cél az utóüleptésnél a tiszta folyadékfázis előállítása. A leülepedett mikroorganizmus-tömeget ugyanakkor recirkuláltatni kell a reaktorba, hogy (a mikroorganizmusokat sokszoros munkára fogva) a folyamatot, illetőleg a szennyvíz tisztítását intenzifikálni lehessen ezáltal.

Az aerob folyamatoknál tetemes költségráfordítással oxigént is biztosítani kell, mely egyrészt a biotömeg kevertetéséhez, másrészt az említett, aerob biológiai lebontásért felelős mikroorganizmusok élettevékenységének biztosításához szükséges. Eleveniszapos rendszerek esetében mindig tekintetbe kell venni a befolyó szennyvíz vízhozamának a tápanyagellátásra gyakorolt negatív hatását (nagyamplitúdós fluktuáció), s ezzel a tápanyagnak minősülő szennyező anyagok, valamint a belőlük kialakuló biotömeg koncentrációjának és összetételének óránkénti, napi és évszakos ingadozásait. Az egyes folyamatok időállandója ugyan igen eltérő (egyeseké olyan nagy, hogy hatásuk el is hanyagolható), azokkal a tisztítással mégis számolni szükséges. Hasonló hatása van a különböző hőmérsékletű szennyvíz érkezésének, mely közvetlen hatással van az oxigénbevitel és a mikroorganizmusok anyagcseréjének, szaporodásának sebességére.

A szerves anyagok oxidációja és iszapba történő beépítése során a mikroorganizmusoknak szükséges mennyiségű nitrogén és foszfor beépítésére, vizes fázisból történő eltávolítására is sor kerül. Az ilyen tisztításnál a szekunder iszap fajlagos hozama mintegy 0,6-1 kg iszap szárazanyag / kg BOI₅ körüli érték. Az iszapban a nitrogén tartalom 5,5-6,5 %, míg a foszfortartalom mintegy 1,5 % körüli érték. Ezekkel a fajlagos értékekkel kiszámítható, hogy a biológiai tisztításra kerülő szennyvíz TKN és összes foszfor tartalmának is mintegy kétharmada – háromnegyede a vizes fázisban marad. Az utóbbiak oldott, sőt disszociált formában, ammóniumként és orto-foszfátként. Ez azonban a múlt század negyvenes éveig nem okozott problémát a befogadóknak.

A folyamat végterméke, a mikrobák által képzett biotüsz, az úgynevezett eleveniszap a legtöbb országban jelenleg is kihasználatlan tápanyag- és energiaforrás. Annak ellenére, hogy tápanyagokban és értékes nyomelemekben (fémekben) gazdag, és annak mezőgazdasági hasznosítása is lehetséges lenne, az eleveniszapot ma olyan, a környezetet közvetlenül terhelő szennyezőanyagként tartják számon, melynek deponálásáról, ártalmatlanításáról gondoskodni kell, az utóbbiak nagy fajlagos költségei és az anyag természetéből adódó kényelmetlenségek ellenére is.

A kontrollálhatatlan változók nagy számával együtt is igen jó az eleveniszapos rendszerek hatékonysága. Úgy tűnik, egyértelmű az általános meggyőződés, hogy megbízhatóságuk, sokoldalúságuk és alkalmazhatóságuk rugalmassága miatt minden valószínűség szerint a levegőztetéssel végzett szennyvízkezelési módok közül még hosszú ideig ez lesz a legnépszerűbb. Az ilyen típusú tisztítókat mindig úgy kell tervezni, hogy a bővülő kapacitásigényt is ki tudják elégíteni, valamint az új ismeretekkel kiegészülő komplikáltabb üzemi konfigurációkra is könnyen átalakíthatók legyenek.

Az üzemeltetés monitoringjára alkalmazott komplex mérő, jelátviteli és dokumentációs rendszerek és a számítógépes ellenőrző, szabályozó rendszerek gyors fejlődése ellenére a mai napig az általános használatra épített tisztítók tervezési metodikája fő vonalaiban csak alig változott. A legtöbb esetben az oxikus reaktor továbbra is egy téglalap alapú medence, melyben vagy a fenék közelében elhelyezett diffúzorok, vagy mechanikus felületi kevertetés révén biztosítják a belső térben levő többfázisú anyag mozgását és oxigénellátását. A reaktor elfolyó vize (az eleveniszappal együtt) pedig egy utóülepítőbe jut, ahol megtörténik annak az elkülönítése a folyadékfázistól. Az iszap a medence fenekéről nagyobb részben

visszakerül a levegőztető reaktorba, kisebb része (fölösizap) további sűrítésre, feldolgozásra kerül.

Eredetileg az ilyen típusú rendszerek elsődlegesen azzal a céllal épültek, hogy a kommunális szennyvizek szerves széntartalmát, ill. a bennük természetsszerűleg előforduló egyéb szerves (tehát biológiailag bomtható) komponenseket képesek legyenek eltávolítani. Ezzel a tisztított elfolyó víz tartósan alacsony BOI_5 - és lebegőanyag-tartalmával, a befogadó szerves anyag terhelését annak öntisztító kapacitása, vagy hatóságilag előírt határértékei alá csökkenthessék. Ezek régebben nagyobb értékek voltak, melyek napjainkig folyamatosan csökkennek. A nagyobb szennyvíztelepeknél BOI_5 -re napjainkban általánosan 25 mg/l, a lebegőanyagra 30 mg/l a határérték.

A vízi környezet növekvő terhelésével, s a technológiák folyamatos fejlődésével azonban egyre növekvő igény jelentkezett az elfolyóvíz ammónia / ammónium-tartalmának csökkentését illetően. A vizsgálatok kimutatták, hogy ez a vegyület jóval toxikusabb a halakra nézve, mint a nitrát. A nitrát ugyanakkor az ivóvíz előállításra történő újrafelhasználás esetén jelent veszélyt a csecsemőkre. Az ammónium és nitrát ugyanakkor a foszfáttal együtt növényi tápanyag, ami az élővizekben elsősorban az algaprodukciót sokszorozhatja meg, kedvezőtlen esetben akár káros mértékű eutrofizációt is okozva. A tisztítók tervezésénél tehát ettől kezdve úgy kellett a meglévő elveket módosítani, hogy az üzemben a nitrifikációhoz, denitrifikációhoz és a foszfor eltávolításához szükséges körülményeket is biztosítani lehessen.

Már napjainkban ott tartunk, hogy a néhány ezer LE kapacitású szennyvíztelepeknél is szigorú ammónium oxidációt, majd nitrát és foszfát eltávolítást követelnek meg a jogszabályok. Ez a vízhozamra számítható fajlagos reaktorméret növelése révén lehet csak elérhető a tisztításnál. Szükség lesz emellett különböző körülményeket biztosító medenceterek kialakítására, különös tekintettel az egyes medencékben a biomasza oxigénellátottságára, mely a különböző folyamatokra (foszforeltávolítás, nitrifikáció, denitrifikáció, BOI -eltávolítás) specifikus mikroorganizmus csoportok kellő mértékű elszaporodását biztosítja.

Az egyre összetettebb kiépítésű tisztítók képesek a jelenkor megnövekedett igényeinek kielégítésére is. Az ilyen rendszereknél az alacsony oldott oxigén-ellátottságú, de ugyanakkor

magas oldott nitrát koncentrációjú anoxikus medencetér beiktatásával lehetővé vált a denitrifikáció, a nitrát- és oxigénszegény környezet pedig az anaerob medencében biztosít előnyös körülményeket a foszforakkumulációra képes mikroorganizmusok elszaporodásához. A folyamatban ezt követező reaktorzónáiban a szerves komponensek immobilizációja és széndioxiddá alakítása, az ammónium oxidációja és a foszfor nagyobb fajlagos mennyiségben történő felvétele következik be. A szennyvíztisztítás során lejátszódó biológiai folyamatokat a fentieknek megfelelően az alábbi táblázatban látható főbb csoportokba sorolhatjuk. Ugyanitt látható az is, melyik folyamat melyik reaktorzónában meghatározó.

A szerves anyag heterotrof mikroorganizmusokkal történő oxidációja és hasznosítása egyértelműen a leggyorsabb folyamat. Ezzel egyidejűleg (a megfelelő oxigén ellátottságú levegőztető medencében kerülhet sor a keletkező fölösizapba felvételre nem kerülő nitrogén (többször - a szerves anyag eredetű gyakorlatilag mindig redukált-N) oxidációjára az autotrof mikroorganizmusok révén. Az eleveniszapos rendszerekben mellettük ugyancsak szimultán nitrát redukció is bekövetkezhet a heterotrof szervezetek nagyobb hányada által, de csakis az iszaptelek belsejében, hiszen annak előfeltétele a minimális ($< 0,5$ mg/l) oxigénkoncentráció. A heterotrofok ugyanis az oxigént hasznosítják elektron-akceptorként mindaddig, amíg annak hiánya, vagy szűkössége nem kényszeríti őket a nitrát, mint oxigénforrás felhasználására.

A szennyvíz biológiai tápanyag-eltávolításában a többször-foszfor immobilizálását, sejtbe történő akkumulálását ugyancsak a heterotrofok különleges fajtái végzik, melyet ehelyett ugyan megemlítünk, s a hozzá szükséges rendszerkialakítást is bemutatjuk, de működésük további részletezésétől eltekintünk. A fentieknek megfelelően mutatja be a **7. ábra** a korszerű, szerves anyag és növényi tápanyag eltávolítására is alkalmas eleveniszapos biológiai szennyvíztisztítás alapvető átalakítási folyamatait, majd a **8. ábra** a technológiai folyamatábráját (Kárpáti, 2003).

Látható a fentiek alapján, hogy nagyon nehéz a tisztítás során lejátszódó folyamatok térben, vagy időben elkülöníteni egymástól, mivel az egyes folyamatokat végző mikroorganizmusok keveréke van jelen a rendszerben mindenütt. Tevékenységük, munkájuk a mindenkori környezet alakulása szerint változik. Ezeket az átalakításokat valamennyi faj esetében egységes, a faj valamennyi egyedére átlagolt a kinetikával lehet leírni (Pulai-Kárpáti, 2003). Ez egyébként a lakossági szennyvizeknél az egyes fajokra nézve jellegében hasonló (Monod-

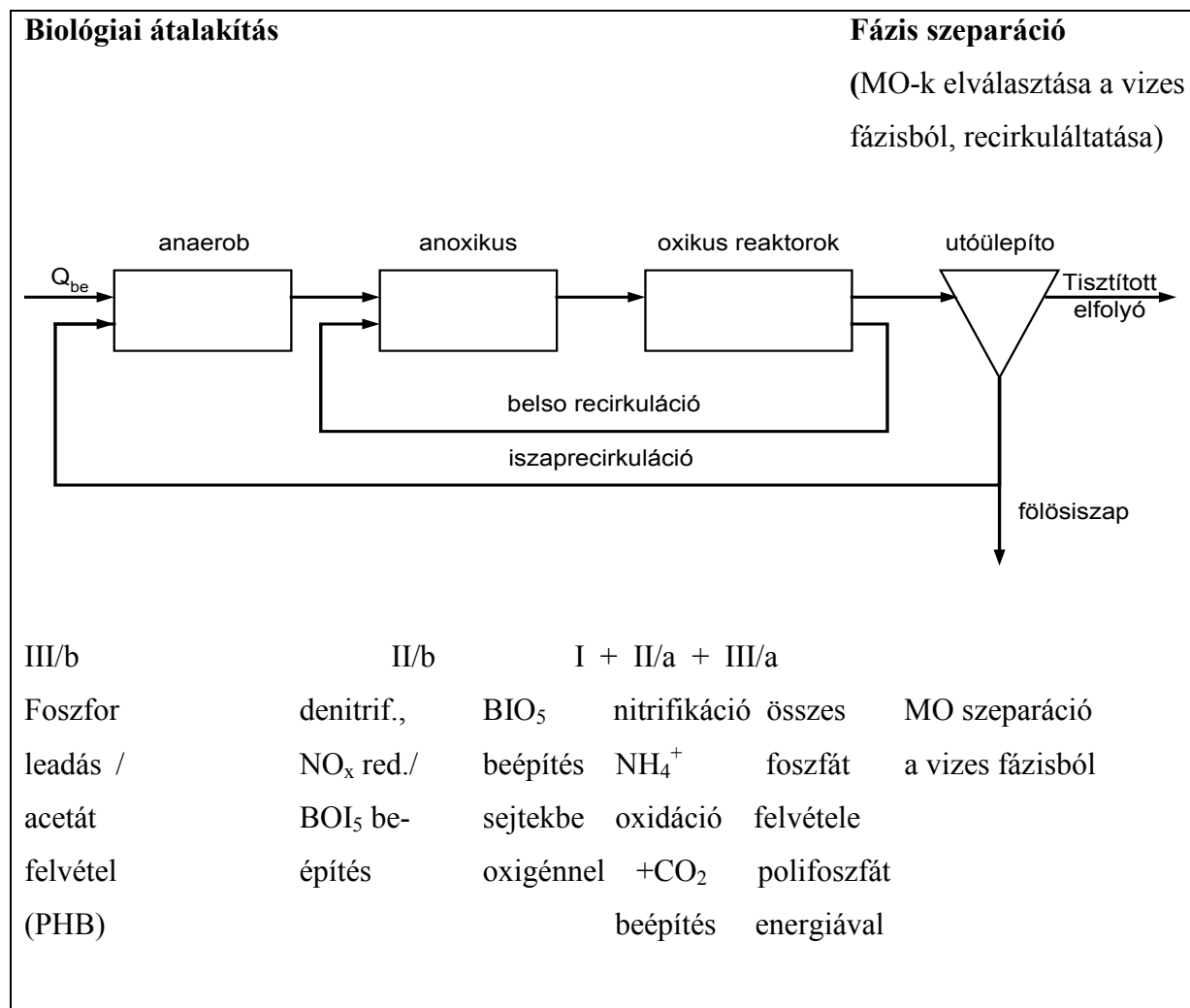
kinetika), amelyen belül a maximális szaporodási sebességük és az egyes paramétereik persze eltérőek.

Lehet természetesen a mikroorganizmusokra mérgező hatású anyagokat tartalmazó szennyvizek tisztítása is esetenként feladat, melynél a toxikus hatást is figyelembe vevő kinetika (Haldene-kinetika) szerint alakul a lebontás folyamata (Kárpáti és társai, 2006). Esetenként a toxicitás a heterotrofokat nem, csak a sokkal érzékenyebb nitrifikálókat érinti, amit célszerű sokkal gondosabban mérlegelni. Éppen ezért a kinetikát és a toxicitás hatását később, a nitrifikáció részletezésénél ismertetjük.

A különböző rendszerek tárgyalásának áttekinthetőbbé tétele érdekében célszerű csoportosítani azokat felépítésük, a szennyvíz betáplálásának a módja, valamint a tisztítási igény szerint. A lehetséges kiépítési konfigurációk jellegzetességeinek csak egy része kerül a következőkben bemutatásra. E változatok működésbeli eltéréseit a 11. táblázat foglalja össze.

<i>Biológiai átalakítás</i>		<i>Mikroorganizmus fajok</i>
Szerves anyag beépítés és oxidáció		
I	$\text{BOI}_5 + \text{O}_2 \rightarrow (\text{MO}_\text{H}) \rightarrow \text{MO}_\text{H} + \text{CO}_2 + \text{H}_2\text{O}$	az átalakításokat végző MO-k (heterotrofok-H-)
Többletnitrogén eltávolítás		
II/a	$\text{NH}_4^+ + \text{O}_2 + \text{CO}_2 \rightarrow (\text{MO}_\text{A}) \rightarrow \text{MO}_\text{A} + \text{NO}_\text{x} + 2 \text{H}^+$	az átalakításokat végző MO-k (autotrofok-A-)
II/b	$\text{NO}_\text{x} + \text{BOI}_5 + \text{H}^+ \rightarrow (\text{MO}_\text{H}) \rightarrow \text{MO}_\text{H} + \text{N}_2 + \text{CO}_2$	az átalakításokat végző MO-k (heterotrofok-H-)
Többletfoszfor eltávolítás		
III/a	$\text{PO}_4^{3-} + \text{O}_2 \rightarrow (\text{MO}_{\text{PAH}}) \rightarrow (\text{MO}_{\text{PAH}}^{\Delta\text{P}}) + \text{CO}_2$ akkumuláló	többletfoszfor heterotrof (-PAH-)
III/b	acetát $\rightarrow (\text{MO}_{\text{PAH}}^{\Delta\text{P}}) \rightarrow (\text{MO}_{\text{PAH}}) + \text{PO}_4^{3-}$	

7. ábra. Az eleveniszapos szennyvíztisztítás szerves anyag és növényi tápanyag (többlet nitrogén és foszfor) eltávolítási folyamatai és az átalakításokért felelős mikroorganizmus csoportjai.



8. ábra. Az eleveniszapos biológia szennyvíztisztítás napjainkban legelterjedtebben alkalmazott folyamatkialakítása.

11. táblázat. Az eleveniszapos rendszerek különböző megvalósításainak általános működési paraméterei (Gray, 1990)

Paraméterek	Hagyományos tisztítók	Hosszan levegőztetett rendszerek	Nagyterhelésű rendszerek
Szervesanyag-terhelés, (kgBOI/m ³ /d)	0,5 – 1,5	0,24 – 0,36	1,5 – 3,5
Iszapkor, (d)	3 – 4	15 – 16	0.5
Hidraulikus tartózkodási idő, (h)	5 – 14	24 – 72	1 – 2 (max.8)
Fajl. iszapterhelés, (kgBOI ₅ /kgMLSS/d)	0,2 – 0,6	0,03 – 0,□5	1 – 2,5
Iszapkoncentráció, (g/l)	2 – 3 (PFR)		
3 – 6 CMSTR)	2 – 6	5 – 10	

a) Csőreaktorként üzemelő rendszerek

Az eleveniszapos tisztítás meghatározó művelete a levegőbevitel, ami az oxigénellátást biztosítja. Ez történhet a levegő medencefenék-közeli, illetőleg „felszíni” bevitelével. Bár a levegőztetés hatékonysága (melyet $\text{kg O}_2/\text{kWh}$ fajlagos áramhasznosításban szoktak kifejezni) a felületi levegőztetők esetében valamivel rosszabb, mint a finombuborékos levegőztetőknél, a felületi levegőztetés számos esetben mégis javasolható. Először is nem jelentkezik ennél problémák a diffúzorok eltömődésével, másrészt a felületi levegőztetők oxigén-átviteli tényezője nem függ olyan mértékben az iszapkoncentrációtól, mint amennyiben a finombuborékos levegőztetőké függ. A függőleges tengelyű felületi levegőztetők problémája a csapágyazás és a meghajtó-mű. Ha megfelelően terveznek egy ilyen levegőztetést, a karbantartás tulajdonképpen csak a hajtómű kenésére, a hajtómű olajellátásának az ellenőrzésére korlátozódik.

Hagyományos szerves anyag eltávolító eleveniszapos rendszerek

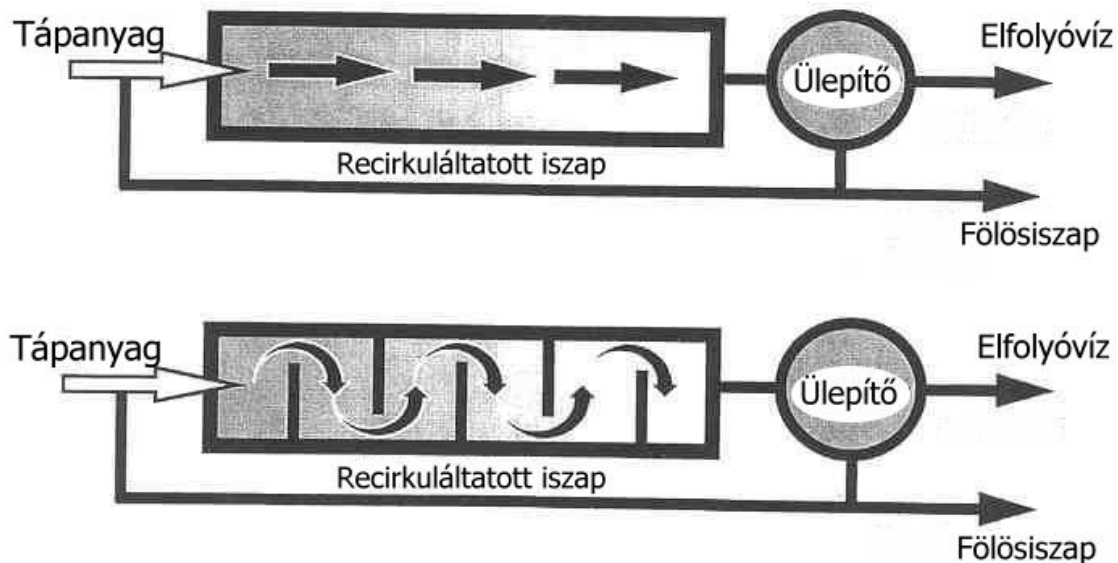
Az eleveniszapos rendszerekkel szemben megfogalmazott egyik legfőbb követelmény a rugalmasság igénye. A különböző megvalósítási módozatok ellenére az eleveniszapos technológia korai időszakában a tervezőket ugyanaz az alapvető célkitűzés vezette: kis helyen minél hatékonyabban és minél olcsóbban biztosítani a kellő mértékű szerves anyag eltávolítást. Egyszersmind meg kellett oldani a telepre befolyó egyedi (nem lakossági) szennyvizek kezelését is, kielégítve az egyre szigorúbb határértékeket.

A kezdetben épített szennyvíztisztítók kizárólagosan szakaszos, vagy csak részben folyamatos üzeműek voltak, melyek sokoldalúságuk miatt éppen mostanában kezdenek újra népszerűvé válni, mint például az SBR-rendszerek. A ma üzemelő kommunális szennyvíztisztítók döntő része folyamatos üzemű eleveniszapos egység. Ez tulajdonképpen a folyamatos szennyvízbetáplálást s hasonló tisztított víz elvételt jelenti. Ez a megoldás a homok és zsírfogás, valamint az utóülepítés és fertőtlenítés folyamatosságával egyszerűbb, biztonságosabb üzemeltetést, és az említett egységeknél térfogat megtakarítást jelent.

A folyamatos átfolyású (ugyanakkor megfelelő iszaprecirkulációt is biztosító) rendszereket reaktorteknikailag csőreaktor és tökéletesen kevert tankreaktorok jelleggel is ki lehet építeni. Ez ugyan meglehetősen pontatlan besorolás, hiszen a csőreaktorszerű üzemben is kialakul bizonyos mértékű visszakeveredés a levegő keverése miatt, a tökéletesen kevert reaktor

megvalósítása pedig több medencetér kialakítása esetén végképpen utópia. Ilyenkor mindig tankreaktorok kaszkádjával (sorozatával) szembesülünk, amely nagy elemszám esetén egyre jobban közelíti a csőreaktor jelleget. A dugószerű áramlású rendszerek elvi sajátosságai a **9. ábra** láthatók.

"Csőreaktorszerűen" kiépített eleveniszapos rendszer



9. ábra. A csőreaktorszerű kiépítés módok.

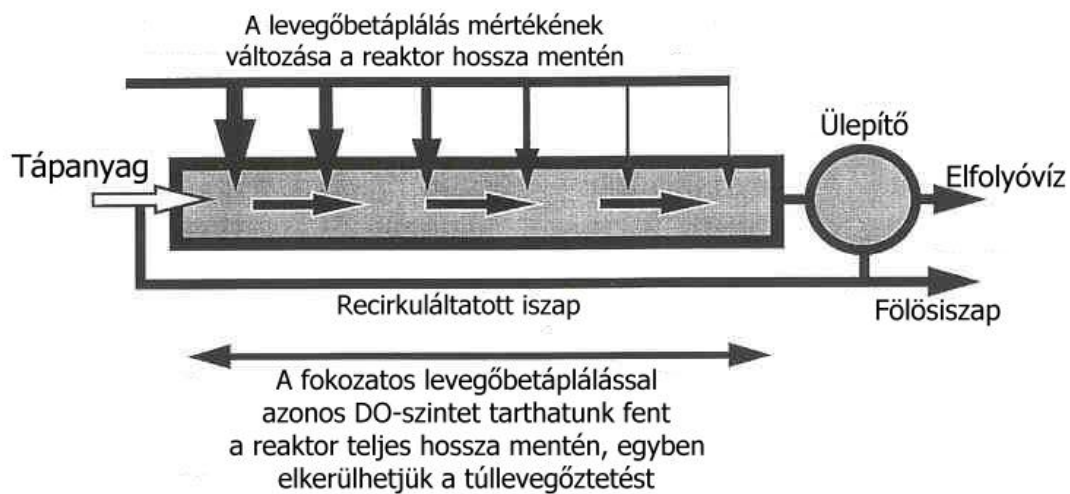
[Megj.: a téglalapok reaktor(oka)t, a körök ülepítő(ke)t jeleznek, a nyilak a folyadék haladási irányát mutatják, az árnyékolás pedig az adott térrész(ek) levegőellátását érzékelteti.]

Az ilyen rendszerek gyakran rosszul működnek, mivel bennük a folyadék áramlási iránya mentén nem az igényeknek megfelelő a levegőellátottság. A betáplálási pont körül igen nagy oxigénigény jelentkezik, s az oldott oxigén (DO) koncentrációja szinte nullára csökken. Egyenletes elosztású levegőbefúvásnál a kilépő végen is nagy oldott oxigén (DO) koncentráció értékek alakulnak ki. Az iszap nagy aktivitása a korábbi árkos kiépítésű csőreaktorszerű rendszereknél rendkívül jól ülepedő iszapot eredményezett. Hosszú folyadék-tartózkodási idő teljes nitrifikációt garantál ilyenkor.

A dugószerű folyadékmozgásnál jelentkező egyenetlen oxigénellátás mérséklésére több ponton történő, egyre csökkenő mértékű levegőbetáplálással üzemelő reaktort terveztek (**10. ábra**), mely elrendezéssel a biomasza igényeinek megfelelően igyekeztek elosztani a

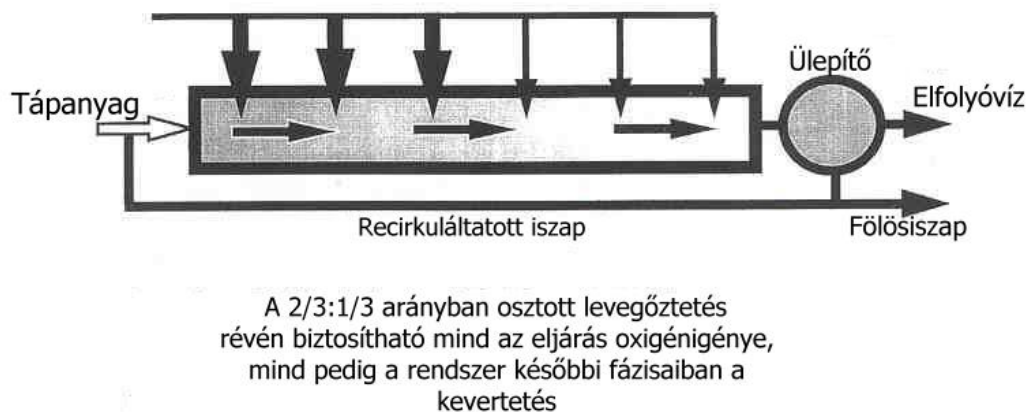
szükséges levegőmennyiséget. Azokban a térrészekben azonban, ahol kisebb mennyiségű levegőt adagoltak be, a kisebb keverés miatt megnő az iszap kiülepedésének, tömörödésének a kockázata. Ezért nagyobb mértékű levegőbefúvással kell a szükséges mértékű keverést biztosítani. Az erre alkalmas, úgynevezett lépcsőzetes oxigénbetáplálású változatot (**11. ábra**) úgy alakították ki, hogy a légbevitelt két fő részre (egyharmad és kétharmad) osztották, miáltal a nagyobb oxigénigényű belépő oldal oxigénellátottsága javult.

"Csőreaktorszerűen" kiépített eleveniszapos rendszer (Fokozatos levegőbetáplálás)



10. ábra. Dugóáramú elven működtetett eleveniszapos rendszer több ponton történő, egyre csökkenő mértékű levegőbetáplálással

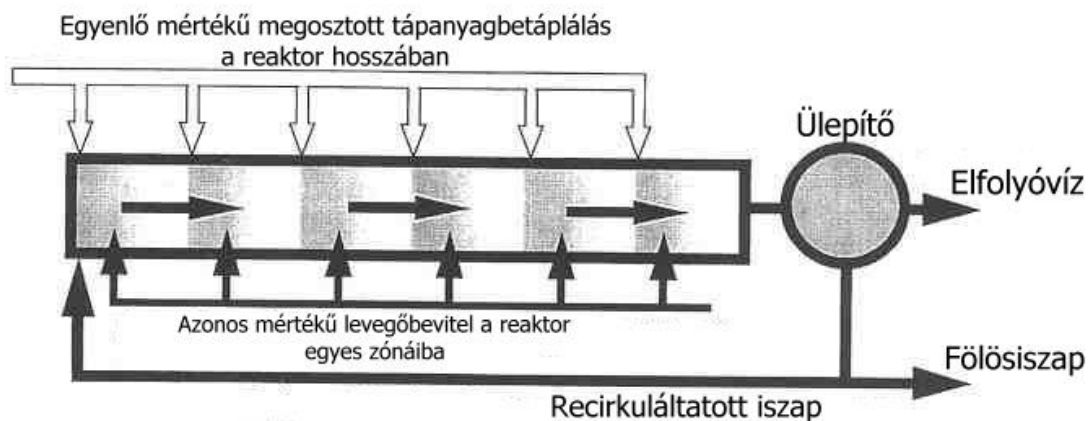
"Csőreaktorszerűen" kiépített eleveniszapos rendszer (Lépcsőzetes levegőbetáplálás)



11. ábra. sőreaktorszerű eleveniszapos rendszer lépcsőzetes levegőbetáplálással

A fokozatos levegőbetáplálással megegyező hatás érhető el felületi levegőztetéssel üzemelő rendszereknél a légbevitel intenzitásának és mélységének a változtatásával, vagy más esetekben a nyers, tápanyagban dús szennyvíz folyásirány mentén több ponton történő betáplálásával, esetleg mindezt fokozatosan növekvő betáplálási árammal biztosítva (12. ábra). Így a rendszer a hagyományos konfigurációban is nagyobb rugalmassággal rendelkezik. A recirkuláltatott eleveniszap több ponton történő visszatáplálására is lehetőség van, ami ugyanilyen hatást biztosít.

"Csőreaktorszerűen" kiépített eleveniszapos rendszer (Lépcsőzetes tápanyagbetáplálás)



12. ábra. Dugóáramú elven működtetett eleveniszapos rendszer több ponton történő tápanyag-betáplálással

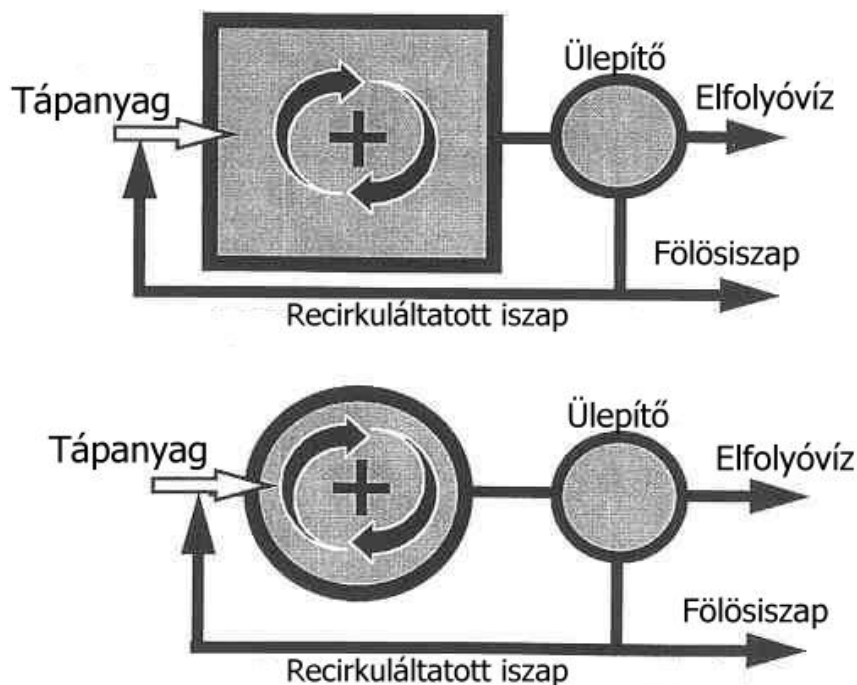
b) Tökéletesen kevert tankreaktorszerű rendszerek

A dugóáramú rendszerek oxigénellátásánál észlelt elégtelenségek vezettek el a „tökéletesen kevert” reaktorok (13. ábra) megvalósításáig.

Ezek a rendszerek négyszög, vagy kör alakú (vagy benne körpályán mozgatott szennyvízzel működtetett) medence köré épülnek ki, melyben a recirkuláltatott iszap és a betáplált nyers szennyvíz gyorsan keveredik a jelen levő biomasszával. A gyors felhígulás a csőreaktorszerű rendszerekkel összehasonlítva csökkenti a szennyvíziszap lemergeződésének lehetőségét is, habár egyszersmind kismértékben megnöveli annak az esélyét, hogy a szennyvíz csak részben ártalmatlanítva kerüljön ki a medencéből. Az esetlegesen túl nagy belépő szervesanyag-tartalom (iszapterhelés), vagy elégtelen levegőztetés esetén ilyenkor a

nitrifikáció nem lehet teljes, ha nem áll rendelkezésre ahhoz elegendő reaktortérfogat. A tervezők gyakran úgy járnak el, hogy több reaktor sorba kapcsolásával (reaktorkaszád) kedvezőbb körülményeket, koncentráció-gradienst hoznak létre, amely jobb ülepedési tulajdonsággal bíró iszapot is eredményez, biztosítja a nitrifikációt és esetleg a szimultán denitrifikációt is, s az utóülepítőben bekövetkező denitrifikációt (N_2 -gáz-emisszió, felhabzás, iszapfelúszás) ezzel csökkenti. Ez a reaktortípus azonban majd később kerül csak részletezésre.

"Tökéletesen kevert" reaktorról üzemeltetett eleveniszapos rendszer

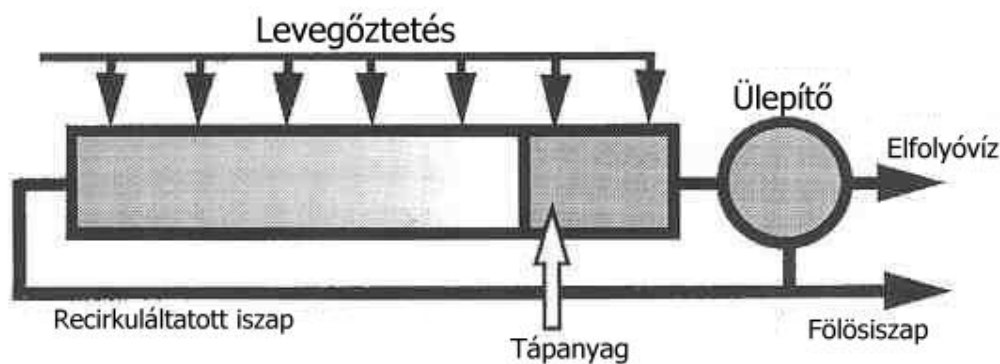


13. ábra. A tökéletesen kevert eleveniszapos rendszer vázlatos modellje

A már egyre általánosabban így kiépülő rendszer, az egy tökéletesen homogén folyadék összetétellel működő medence (tökéletesen kevert tankreaktor) helyett a reaktorkaszádokból kiépített levegőztetőmedence sort, a már említett fonalasok visszaszorítását segítő, koncentráció-gradiens kialakítására is használják. Ilyenkor a tápanyaggal jobban ellátott, első levegőztető medencét oxikus **szelektornak** is szokás nevezni.

A **14. ábra** látható, úgynevezett **kontakt-stabilizációs eljárás** segítségével megvalósítható a szilárd, lebegő kolloid anyagok adszorpciója a biomassza iszappelyheiben. Ilyenkor a nyers szennyvíz és a recirkuláltatott iszap keverékét egy kisebb levegőztetett reaktortérben maximálisan 1 órás tartózkodási idővel előkezelik. Ezzel elérhető a lebegő és az oldott állapotban lévő gyorsan lebontható szerves anyagok hatékony immobilizálása, majd folyadék fázisból történő előzetes eltávolítása. A szennyvízben maradnak azonban a lassan bontható oldott szennyezőanyagok.

Kontakt stabilizációs eljárás



A tápanyag a második (kontakt) reaktorzónába lép be, de itt csak rövid ideig tartózkodik (így elősegítve itt az iszapszeparációt), majd az első reaktorba recirkuláltatott iszapot hosszan levegőztetve "aktiválják" a biomasszát

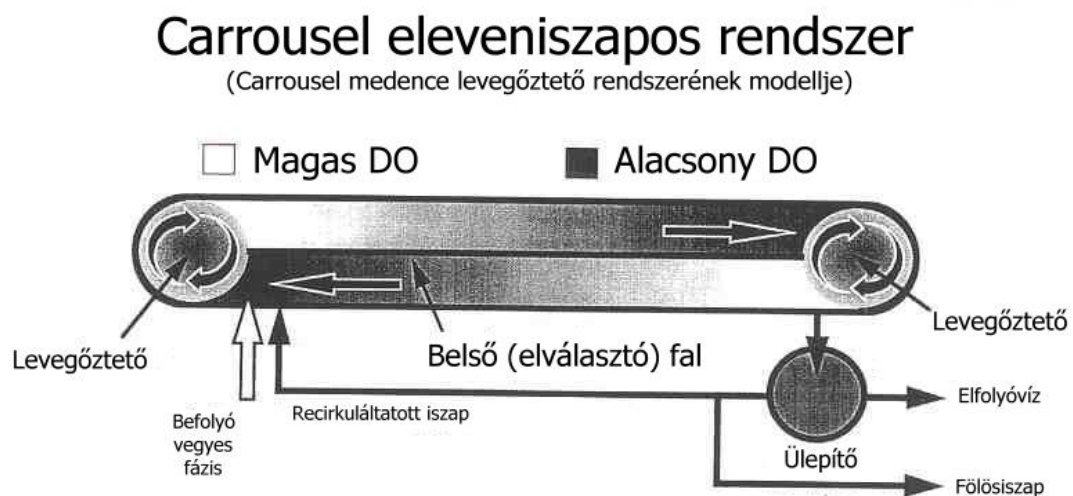
14. ábra. A kontakt stabilizációs eljárás

A kontakt reaktorból kikerülő vegyes fázist ülepítik, majd az iszapot recirkuláltatják egy nagyobb levegőztető medencébe, ahol szeparáltan 5-6 órán át levegőztetik, hogy az adszorbeált anyag oxidációja maradéktalanul végbemenjen. E módszer mellett szól a kisebb iszaptermelése, nagyobb rugalmassága a vízhozam ingadozásával, s a toxikus hatásokkal szemben. Hátránya, hogy a tisztítás hatékonysága az említettek miatt az előző pontban ismertetett módszerét nem éri el, nitrifikációs képessége gyenge (ha van egyáltalán) és kedvező hatásai csak nagy lebegőanyag tartalmú szennyvíz esetében ellensúlyozzák a módszer hátrányait.

A tartósan levegőztetett (teljes oxidációs) rendszerek leggyakrabban kis szennyvíz-betáplálással, nagy lebegőanyag-tartalmú szennyvizeknél működtetik, s hosszabb levegőztetési idővel, vagy iszapkorral érik el a kívánt hatást. Ez a módszer lehetőséget nyújt a (szerves szén és ammónium) teljes oxidációjára, ami persze nem szó szerint értendő az iszaphozamot illetően, de jelentős iszapstabilizálást, iszaphozam csökkenést is jelent.

Az **eleveniszapos medence rendszerint körcsatornaszerűen kialakított** az ilyen rendszereknél (**15. ábra**). Korábban vízszintes tengelyű kefék levegőztetőkkel ellátott rendszerekként épültek ki, mára azonban ezeket más többségében mélylevegőztetésre építették át. Ez utóbbi lehet gumimembrános levegő diszpergálás, vagy egyéb mechanikus, hasonló hatékonyságú levegőbevitel is. Ezek a levegőztető elemekhez közeli térrészben nagy oxigénkoncentrációkkal biztosítják a nitrifikációt. A levegőbeviteltől távolabbi, kevésbé kevert helyeken a nagyobb iszaptelek belső, anoxikus térrészeiben ugyanakkor szimultán denitrifikáció is kialakulhat.

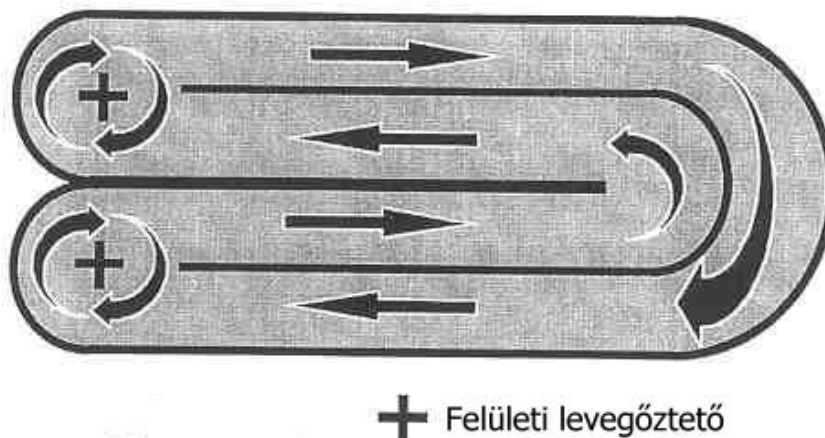
Ezekből a „tökéletesen kevert” csatornás, vagy árkos rendszerekből dekantálással, szakaszos üzemben is elvehetik a tisztított vizet. Ez a komplex kezelés magában foglalja a nitrifikációt és a denitrifikációt is, mely így ugyanabban a reaktortérben akár egyidejűleg is megvalósítható. Hátrányuk a megnyújtott endogén respirációs periódusnak betudható gyengébb iszapülededés. Ez a paraméter az ilyen típusú telepek legfontosabb üzemviteli jellemzője, szabályozásával a tisztító működése kontrollálható. Éppen ezért az ilyen rendszerek állandó felügyeletet igényelnek.



15. ábra. Carrousel oxidációs csatorna

A **15. ábra** látható megoldás szinte mindig külön ülepítővel épül ki, miáltal a rendszer nagyobb terheléssel is működtethető. Egyik lehetséges megvalósítását, az ún. **Carrousel eljárás** ami ugyancsak működhet az ábrán látható függőleges tengelyű levegőbevitelmellett finombuborékos kialakítással is. Ilyen esetben persze a folyadékmozgatást vagy a kisebb teljesítményű függőleges tengelyű keverők, vagy a helyükre beépítendő vízszintes tengelyű banánkeverők kell hogy biztosítsák. Az ilyen megoldásoknál megnövelve a medencemélységet (a medencefelszín csökkenését érve el így) energiatakarékosabb mélylevegőztetés alkalmazható ki. Az eljárás egyéb más elrendezésben is megvalósítható, pl. többsatornás (arányosan több felületi levegőztető alkalmazásával) kialakításban. Ez utóbbira mutat példát a **16. ábra** (korábban Zalaegerszeg és Nagykanizsa szennyvíztisztítói).

Carrousel- (hosszan levegőztetett) rendszer



16. ábra. Többsatornás Carrousel-rendszer

A **nagy terhelésű rendszereket** jellemzően nem kommunális, hanem döntően ipari (azon belül is a lassabban bontható élelmiszer- és tejipari) szennyvizek kezelésére építették ki, főként olyankor, amikor nem volt szükség nitrifikációra szennyvíz kedvező összetétele eredményeként. Rendszerint nagy iszapkoncentrációval levegőztetnek (ld. *Hiba! A hivatkozási forrás nem található.*), melyből következik, hogy a hagyományos tisztítóknál nagyobb MLSS-koncentráció tartása, hatékony levegőztető-berendezések és a rendkívül rövid HRT a jellemző az ilyen megoldásoknál.

A fajlagos iszaphozama nagyterhelésű rendszereknél általában nagy. A keletkező iszap rendszerint jól ülepedik, de esetenként az elfolyó vízben sok finom lebegő részt maradhat (opálos víz), ami a tisztított víz szennyezését jelenti. Esetenként talán éppen a nem eléggé átkevert terekben kialakuló oxigénhiány, vagy a mérsékelt ammónium ellátottság következtében iszapduzzadás léphet fel. A keletkező iszap nagyon nehezen ülepszítható (még akkor is, ha a koagulációt előzetes vegyszeradagolással elősegítik). Nagy szerves anyag terhelésű (BOI_5) rendszerekben a nitrifikáció nem biztosítható. Ez a probléma jelentkezik a már bemutatott kontakt-stabilizáció esetén is.

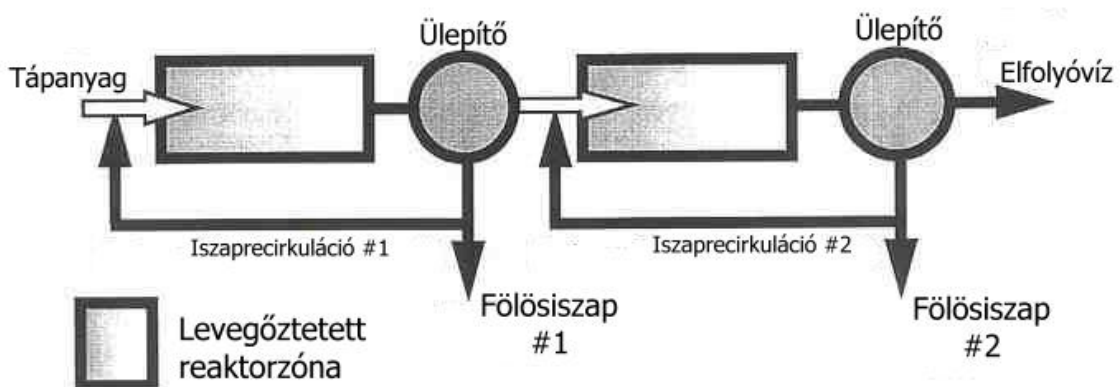
Elvileg hasonló megoldással működik a Németországban kifejlesztett úgynevezett AB, vagy két iszapkörös eljárás első iszapköre, ahol a jobb tisztított víz minőség érdekében a nagy terhelésű első lépcsőt egy második, kisebb terhelésű követi (**17. ábra**). A második, kis szerves anyag terhelésű iszapkörben a nitrifikáció nagyobb sebességgel, jobb térfogati teljesítménnyel biztosítható. Gondot jelent azonban ilyenkor a denitrifikáció, amelyhez a második iszapkörben már nincs elegendő tápanyag. Ezt úgy lehet áthidalni, hogy kevés nyers szennyvizet a második lépcső elődenitrifikáló medencéjébe is vezetnek, vagy abba külső tápanyagot adagolnak a nitrát redukciója érdekében.

A többlepcsős szennyvíztisztítás a toxikus vagy inhibíciós hatás kivédésére is nagyon szerencsés. Az első lépcső heterotrof biomasszája arra kevésbé érzékeny, s iszapadszorpciójával is csökkenti a toxikus anyagok koncentrációját. Ilyenkor kénhidrogén sem kerülhet a második iszapkörre. A kénhidrogén toxicitását egy iszapkör esetén egyébként az eleveniszapos medencéket megelőző homokfogó jó levegőztetésével, netán ugyanoda kevés eleveniszap recirkulációjával is lehet javítani. Fontos azonban, hogy az utóbbi eset csak akkor alkalmazható, ha nincs a homokfogót követően előüleptetés.

A két iszapkörös rendszerrel érvényesíthető igazán, hogy a heterotrofok szerves anyag átalakításához már 0,3-0,6 mg oldott oxigén koncentráció is bőségesen elegendő, ugyanakkor a második lépcsőben az 1-2 mg/l feletti oxigénkoncentráció a nitrifikálókat maximális sebességű ammónium oxidációra sarkallhatja. Az első iszapkör terhelését igen nagyra lehet választani, abban akár 1-2 napos iszapkor is elegendő a szerves anyag megfelelő eltávolításához. Az iszapkort egyébként olyanra kell választani, hogy a keletkező iszap szűrőhatása megfelelő legyen a szabadon úszó mikroorganizmusok, finomabb, ülepedni alig akaró pelyhek nagyobb iszapflokulumokkal történő kiszűréséhez. A gyakorlatban ez azt

jelenti, hogy az iszapos víz ülepítésekor ne zavaros, hanem tiszta vizes fázis alakuljon ki és kerüljön a második iszapkörre. Ehhez természetesen megfelelően kell méretezni az első iszapkör ülepítőjét (közbülső ülepítő). Ez a fázisszétválasztásnál elengedhetetlen kritérium egyébként valamennyi eleveniszapos rendszernél alapelv.

Kétlépcsős (két iszapkörös) eleveniszapos eljárás



17. ábra. Kétlépcsős eleveniszapos eljárás

A nitrifikáció a második iszapkörben a heterotrofok és autotrofok tevékenységének az ilyen szeparációja eredményeként egy nagyságrenddel nagyobb sebességű lehet. Ez összességében jelentős reaktortérfogat megtakarítást jelent, ami a beruházási költséget arányosan csökkenti.

A megoldás egyetlen hátránya a kétszeres ülepítés kiépítési és üzemeltetési költsége. Léteznek a módszernek olyan továbbfejlesztett változatai is, amelyeknél az eleveniszapos első lépcső után rögzített filmes, vagy hibrid (vegyes eleveniszapos – biofilmes) reaktort alkalmaznak. Ilyenkor az eleveniszap rész heterotrof denitrifikációja mellett a biofilmben autotrof denitrifikációra is lehetőség nyílt, melynek bemutatására majd a nitrogénátalakítás részletesebb ismertetésénél kerül sor.

Hivatkozások

Kárpáti, Á (2003) A szennyvíztisztítás szabályozás igénye a hazai gyakorlat néhány példájával. 84-96. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás szabályozás igénye a hazai gyakorlat néhány példájával. Ismertgyűjtemény No. 4. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 96.

Kárpáti és társai, 2006 Haldene

Kárpáti, Á. (2002): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai - I.BOI és nitrogéneltávolítás. – 1-14, II. Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása. 14-27. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 97.

Kárpáti, Á. (2005) A szennyvíztisztítás kulcskérdései és főbb fejlődési irányai. 1-11. Szerk.: Kárpáti, Á. Szennyvíztisztítás fejlesztésének, szimulációjának, ellenőrzésének újabb eredményei. Tanulmány-gyűjtemény No. 11. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék (2005), pp. 99.

Kayser, R. (2001) Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése. 16-62. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei - Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 102.

Kroiss, H. – Svardal, K. (2002) A szennyvíztisztítás ellenőrzésének analitikai lehetőségei. 83-98. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 3. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 98.

Pulai, J. – Kárpáti, Á. (2003) On-line ellenőrzés és szabályozás a szennyvíztisztításban. 10-18. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás szabályozás igénye a hazai gyakorlat néhány példájával. Ismertgyűjtemény No. 4. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 96.

Sedlak R. (1992) Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, p. 240.

Seviour, R.J. - Limdrea, K.C. - Griffiths, P.C. - Blackall, L.L- Seviour, R.J. - Blackall, L.L : „Az eleveniszapos szennyvíztisztítás mikrobiológiája, 1999” c könyvében megjelent anyaga alapján.

4.5 Többlet-nitrogén eltávolítása

Az eleveniszapos rendszerekben a biológiailag lebontható nitrogénvegyületek egy része a szennyvízkezelés során az iszappal mindig eltávolításra kerül. Hogy ez mekkora hányad, egyszerűen kiszámolható a lakossági szennyvíz átlagos összetételéből. Első közelítésben, ha elhanyagoljuk egy helyiségnél az ipari szennyvíz hozzájárulását a rendszer terheléséhez, a lakosegyenértékkel számolhatunk. Az egy lakostól eredő szerves anyag terhelés (60 g $\text{BOI}_5/\text{főxd}$) átalakítása során mint már másutt említésre került, 0,6-1 mg iszap keletkezik (g iszap szá./g BOI_5). A nagyterhelésű esetet figyelembe véve, s a keletkező iszap nitrogéntartalmát 7 %-nak véve is csak 4,2 g nitrogént vesz fel az iszap. Kisterhelésű tisztítónál 0,7 iszaphozammal és az iszap 5 % nitrogén tartalmával számolva, ez az érték 2,1 g/főxd. A beérkező nitrogénterhelés ugyanakkor 13-14 g/főxd. A tisztítóban tehát a többi nitrogén ammóniává alakul, amit a nitrifikáló autotrof mikroorganizmusoknak kell nitráttá alakítani (Kárpáti, 2002; Kárpáti és társai, 2004).

A nitrifikálók fajlagos szaporodási sebessége azonban mint az előző fejezet végén már utalás történt arra, egy nagyságrenddel kisebb a heterotrofokénál. Ezen túl a fajlagos iszaphozamuk is csak mintegy harmada a heterotrofokénak. Ahhoz tehát, hogy az adott mennyiségű ammóniumot egy vegyes eleveniszap oxidálni tudja, az autotrofoknak a szennyvíz összetételének és az iszaphozamoknak megfelelő részarányban kell elszaporodni az iszapban. Egyébként az adott arány alatti hozammal szaporodók folyamatosan kiszorulnak, kimosódnak a rendszerből, illetőleg az iszaphozamról. Mivel alapvetően mindegyik faj a rendelkezésére álló tápanyagmennyiséggel arányosan szaporodik az autotrófoknak esélye sem lenne az egyensúly beállítására. Az iszaphozamot azonban a tápanyaghiány okozta mikroorganizmus elhalás (s az elhalt sejtek tovább feldolgozható szerves anyagának a felemésztése) is befolyásolja. Kellő szerves anyag limitáció (iszapterhelés csökkentés) esetén tehát a két csoport mégis megfelelő egyensúlyba kerülhet. Ehhez értelemszerűn nagyobb iszapkor, az iszap fajlagos szerves tápanyag ellátottságának csökkentése kell a nitrifikáló autotrofok szervezetek hátrányának kiegyenlítésére (Grady-Lim, 1990; Henze et al. 1995).

A nitrifikáció mellett a denitrifikációt a szerves anyagot oxidáló heterotrof mikroorganizmusok végzi. Feltétele azonban, hogy ne jussanak elegendő oxigénhez, melyet egyébként jobban preferálnak. Ha oxigénhiányban szenvednek, igen rövid időn belül átállnak

a nitrátból történő oxigén hasznosításra. Ezt speciális enzim termelésével tudják végrehajtani. Az oxigén azonban ezt az enzimet mérgezi le, ami a folyamat szabályozója.

A denitrifikáció azonban az oxigénen túl a szerves tápanyag által is befolyásolt folyamat. Érzékenyebb a tápanyagra, mint az oxigénnel történő oxidáció. Minden gramm nitrát nitrogénre mintegy 4,3 g KOI szükséges. Könnyen felvehető tápanyag hiányában a denitrifikáció a sejtlízis révén felszabaduló tápanyaggal, sokkal kisebb sebességgel következik csak be. A sejtlízis /iszapelhalás/ révén keletkező tápanyaghoz képest a nyersvíz biológiailag nehezen bontható szerves tápanyaga másfélszeres, míg a könnyen bontható része tízszeres redukciós sebességet tesz lehetővé (Dold et al. 1980; Henze et al. 1991). Ennek megfelelően a tápanyag minősége befolyásolja a denitrifikáció relatív térfogatigényét is.

Denitrifikációra előbb a klasszikus, folyamatos betáplálású, időben állandósult üzemű rendszereket fejlesztették ki, majd később a levegőztetés és betáplálás ciklizálásával, s a medencék válaszfalakkal történő változatos kialakításával igen sokféle megoldás megvalósításra került. Az utóbbiak rendszerezését az is komplikálja, hogy a szakaszos betáplálás analógiájára a levegőztető medencék, vagy azok egy részének ülepítőként történő ciklikus igénybevételére is hasonlóan sor került.

Azoknál az eleveniszapos telepeknél, ahol a levegőztető medence mellett külön anoxikus reaktortér is kiépítésre került, egy rendszerben, kellő hatásfokkal biztosítható a nitrifikáció és a denitrifikáció is, azaz a nitrogénformák megfelelő hatásfokú eltávolítása. A denitrifikáció végbemeneteléhez szükséges körülmények a következők:

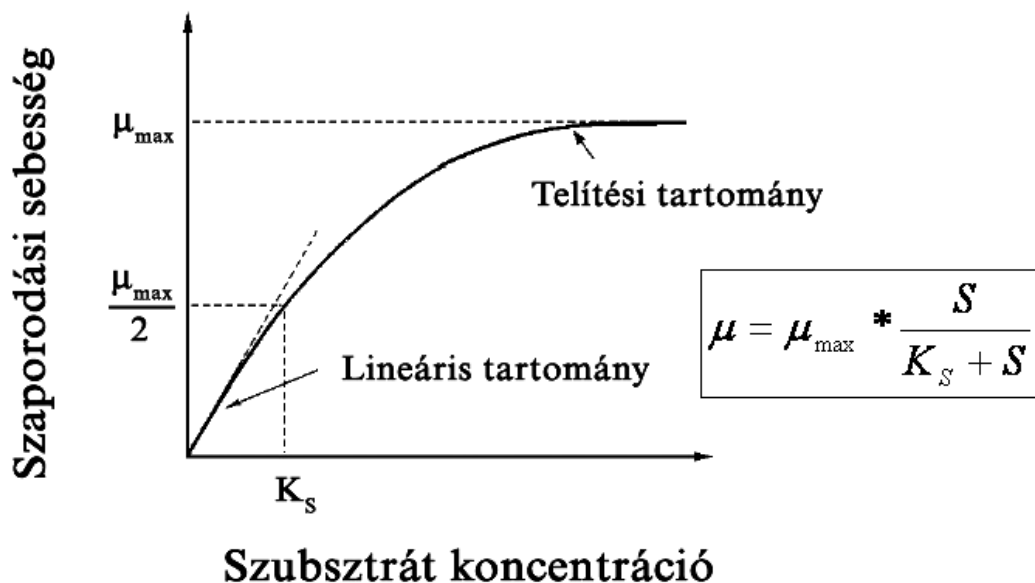
- a nitrát jelenléte a denitrifikáló térrészbe (anoxikus medence) kerülő szennyvízben,
- oxigénhiányos környezet az anoxikus medencében, ami a denitrifikációért felelős heterotróf mikroorganizmusokat a nitrát nitrogénjének elektron-akceptorként történő hasznosítására kényszeríti;
- denitrifikációra képes biomassa, ill. megfelelő elektron-donor (szerves tápanyag) a folyamatok végbemeneteléhez.

A denitrifikációra képes mikroorganizmusok részaránya a heterotrófok között kellően nagy. Ugyanakkor a folyamathoz szükséges körülményeket viszont csak olyan anoxikus környezetben lehet biztosítani, melyben a fakultatív anaerob baktériumok a nitrátot hasznosítják (oxigénhiány). Több különféle szerves tápanyagot vizsgáltak meg, mint a

denitrifikációnál szóba jöhető tápanyagot. Közül kezdetben a metanolt találták alkalmasnak arra, hogy az aerob nitrifikáció végbemenetele után azt szubsztrátként beadagolva a denitrifikáció kellő sebességgel és hatásfokkal végrehajtható legyen. Miután ennek felhasználása a metanol drága volta miatt gazdaságtalan, olyan rendszereket kezdtek tervezni, ahol a denitrifikáció szerves tápanyag igényét a biomasszában már jelen levő szerves anyagból igyekeztek fedezni. Az alábbiakban néhányat ilyen megoldás kerül ismertetésre.

Általános kinetika, s a nitrifikáció feltételei

A 7. *ábra* bemutatott valamennyi mikroorganizmus csoport szaporodásának leírására ma még általánosan a Michaelis-Menten féle kinetikát alkalmazzák. Ez, a más néven Monod-kinetikaként is ismert összefüggés a kis tápanyag-koncentráció tartományban elsőrendű, a nagyobbban koncentráció-független (tápanyag-koncentrációtól független) szaporodási sebességgel (telítési érték, vagy maximális szaporodási sebesség) jellemzi valamennyi felsorolt faj szaporodását. Ezt a 18. *ábra* egyenlete (Monod-kinetika) írja le.



18. *ábra.* A fajlagos szaporodási sebesség [μ] és a rendelkezésre álló tápanyag koncentrációja közötti összefüggés

Az egyenletben szereplő K_s értéket (fél-telítési állandó) az ábra magyarázza. Az a tápanyag koncentráció, amelynél a fajlagos szaporodási sebesség a maximálisnak a felére csökken (Kroiss – Svoldal, 1999).

A felsorolt folyamatoknál a maximális szaporodási sebességek természetesen jelentősen eltérnek. A heterotrofok maximális fajlagos szaporodási sebessége mint már korábban is említésre került, csaknem egy nagyságrenddel nagyobb, mint az autotrofoké. Emellett szaporodásukkor a szerves anyagból keletkező mikroorganizmus tömeg is többszöröse az ammóniumból keletkezőnek (fajlagos iszaphozam). A heterotrofok ezért az eleveniszapos rendszerek domináns csoportja.

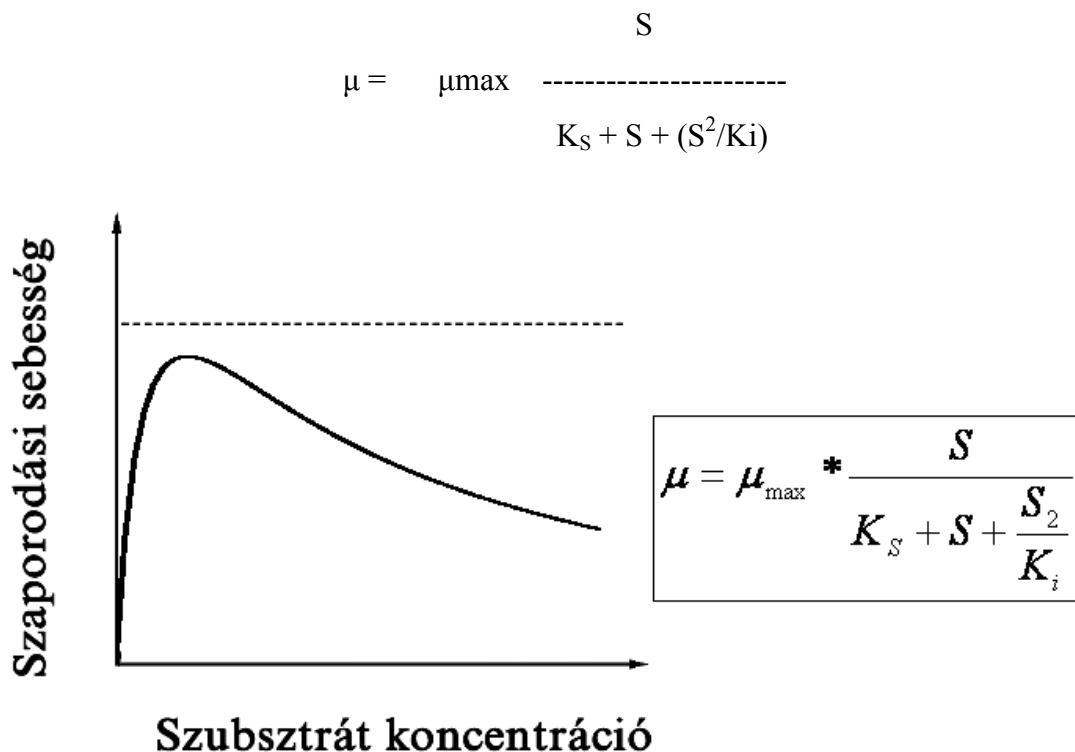
A Monod kinetikát leíró egyenlet azonban csak az adott faj meghatározó tápanyagát szemlélteti, mint limitáló tényezőt, pedig az aerob rendszerben az oxigén is ilyen. Mellettük nem hanyagolható el a mikroorganizmusok sejtanyaga kiépítésében meghatározó nitrogén és foszfor sem, melyek szárazanyagra vonatkozó hányada a sejtekben 4-9, illetőleg 1,5-6 % között is lehet. Hiányuk esetén a sejtek megfelelő kiépítése (asszimiláció), szaporodása szükségszerűen korlátozott. Szaporodásuk fajlagos sebességét ilyenkor az utóbbiak is a fő tápanyagokéval azonos kinetikai összefüggés szerint lassítják. Az alapegyenlet tehát minden esetben a másik három tápanyag hatását is érvényesítő három további tényezővel bővül.

A meghatározó tápanyagokon túl a szaporodás sebességére minden esetben a környezet is hatással van. Ez a hőmérséklet, a kémhatás, valamint az adott folyamatokra káros, mérgező anyagok hatása (toxicitás). A teljes szaporodási sebességet leíró egyenlet tehát a következő formára bővül (Kárpáti et. al. 2006) :

$$\mu = \mu_{\max} \times \frac{S_i}{K_{S_i} + S_i} \times f(T) \times f(pH) \times f(\text{toxicitás})$$

A fenti összefüggésben a három utolsó tényező hatását is igyekeztek a kutatók a korábbi időszakban kellő formulával számszerűsíteni. A hőmérséklet csökkenésével a szaporodás sebessége is exponenciálisan csökken. A pH esetében ez a hatás már nem ilyen egyértelmű. Ekkor ugyanis többféle hatás is érvényesül. A rendszer kémhatásának a rendszer szinte valamennyi komponensének az állapotára, oldódására, disszociációjára, s ezen keresztül esetleges toxicitására is hatása van. Köztudottan az ammónium lúgosabb pH-n kevésbé disszociál, s a szabad ammónia ilyenkor a toxicitást okozó hatóanyag. A savas pH-nál ugyanakkor a nitritből kialakuló salétromos-sav fejt ki hasonló hatást.

Toxicitást ugyanakkor az eredeti szennyező anyagok, illetőleg azok átmeneti termékei is okozhatnak. Bonyolultabb ennek a pontosítása az összetettebb szerves molekulák esetében. Ezeknél a lebonthatóság a szén-szén kötések jellegétől, a toxicitás pedig a heteroatomok jelenlététől, kötéstípusától is függ. A toxicitást ezért esetükre olyan kinetikával próbálták leírni, amely az átalakulásaiktól függetlenül is jellemző lehet. Ilyen a Haldene-kinetika. Formuláját tekintve a Monod-féle képlet telítési jellegét egy nagyobb toxikus anyag koncentrációknál a nullához tartó módosítással írták le. Ezt a toxicitást mutatja be szemléletesen a **19. ábra**.



19. ábra. A toxikus „tápanyagok” hatása a fajlagos szaporodási sebességre.

Az egyenletben K_S az egyes tápanyagok féltelítési állandója, K_i az inhibíciós konstans. Ennek értékétől függ, hogy a mérgező anyag koncentrációjának növekedésével milyen ütemben mérgeződik le a rendszer.

A különböző fajok szaporodását a környezeti hatások eltérő mértékben befolyásolják. A heterotrófok a legellenállóbbak a környezet hatására, az autotrófok a legérzékenyebbek. Ennek az az oka, hogy az utóbbiaknak sokkal kisebb az energianyerése az oxidációból (Hanaki et al, 1980). Ez azt jelenti, hogy a nitrifikáció az a folyamat, amely leginkább ki van téve a befékezés veszélyének. A heterotrófok esetén ugyanakkor az oxigén az, ami zavarja a

denitrifikációt. Ezért korlátozott az egyetlen medencés, vagy anoxikus tér nélküli eleveniszapos rendszereknél a denitrifikáció. Hasonló gond azonban ma már a kellő mértékű denitrifikáció biztosításához szükséges szerves tápanyag hiánya. A szerves anyag egyre nagyobb hányadát ugyanis az előüleptéssel napjainkban egyre általánosabban biogáz előállítására irányítják. A denitrifikációt ezért végül külső tápanyag adagolásával, vagy bonyolult technológiai kombinációkkal lehet csak a megfelelő mértékre beállítani.

A nitrifikáció különleges környezet-érzékenysége

A nitrifikálók szaporodására vonatkozóan az ammónium féltelítési állandója (KNH) értékére 1-6 mg/l $\text{NH}_4\text{-N}$ közötti értékeket adtak meg a különböző szerzők. Mivel a gyakorlatban az 1 mg/l, vagy annál kisebb elfolyó víz ammónium koncentráció is könnyen tartható, ez az érték a valószínűbb. Ilyen értéket használ az ASM 1 modell is a dinamikus szimuláció céljára (Henze et al., 1987). A nitrifikáció ennek megfelelően gyakorlatilag nullad-rendű kinetikával rendelkezik az ammónium tartalmat illetően. Elvileg ilyenkor, ha a többi tényező is kedvező, maximális szaporodási sebességgel mehetne a nitrifikáció az eleveniszapos rendszerekben. Az egyenletben szereplő többi tényező, oldott oxigén koncentráció, pH és a toxicitás azonban azt erősen zavarhatja. A foszfor általában a féltelítési állandóját (0,15-0,2 mg P/l - Kárpáti et al., 2001) jóval meghaladó koncentrációban marad a tisztított vízben, ezért nem okoz limitációt.

Az oldott oxigénre vonatkozóan a féltelítési állandót 1 mg/l körüli értéknek adják meg a szimulációnál is. Ez azt jelenti, hogy 2 mg/l DO koncentráció körül a nitrifikációnak már kellő sebességgel kell mennie. Ilyenkor inkább az iszap-pelyhekben történő anyagtranszport, az oxigén diffúziója, illetőleg az iszap autotróf mikroorganizmus hányada (iszapkor) határozza meg a nitrifikáció mértékét. Kisebb iszapkornál nagyobb oxigénkoncentráció tartandó (nagyobb relatív iszapterhelés), hogy az iszappelyhek belső terei is megfelelő mennyiségű oxigénhez jussanak. Ugyanez igaz a lökesszerű terhelésnövekedések esetére is. Az EPA (1993) 2 mg/l feletti DO koncentrációt javasol, de nagyobb iszapterheléseknél ennek a kétszeresére is szükség lehet. A hazai gyakorlatban a Műszaki Irányelvek (1984) is az utóbbihoz közeli oxigén koncentráció tartását javasolják.

Az oxigén koncentrációjának kellő biztosítása a teljes levegőztetett térfogatra nézve igény. Esetenként a levegőztetés helytelen kialakítása is eredményezheti, hogy még az elvileg levegőztetett térben is kialakulhatnak olyan térrészek ahol a megkívánt koncentráció alá csökken az oxigénellátottság. Itt előbb szimultán denitrifikáció alakul ki, ha arra van

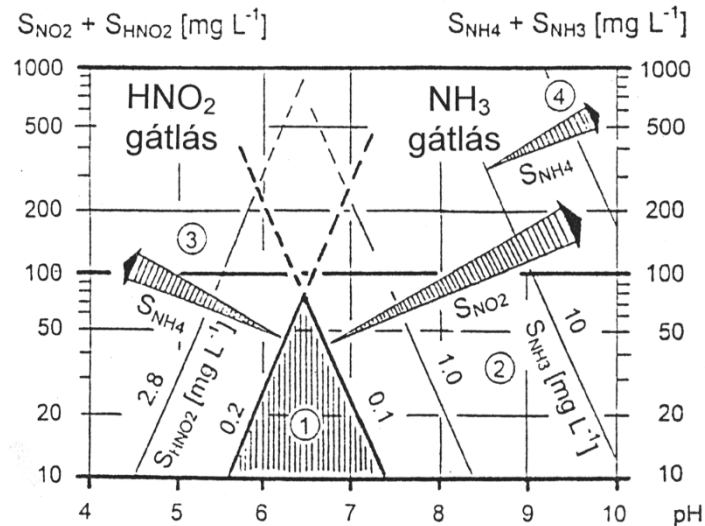
lehetőség, majd a berothadás révén szulfid képződhet. Már az oxigén hiánya is a nitrifikálók lassúbb szaporodását eredményezi, melyet tovább fokozhat a keletkező szulfid toxikus hatása. Ilyen levegőtlen zónákkal rendelkező eleveniszapos rendszerekben ezért szükségszerű a nitrifikálók folyamatos csökkenése, kimosódása, illetőleg súlyosabb oxigénhiánynál azok kialakulása is kérdéses lehet.

Tökéletesen kevert, levegőztetett medencék esetén a mindenütt kis tápanyag koncentráció (NH₄-N) kedvezőtlenebb, mint a kaszkádszerű, vagy árkos rendszerű kialakításnál. Persze az utóbbiaknál is feltétel a kaszkád megfelelő elemeiben, vagy a csatornahossz mentén szükséges egyenletes oxigénkoncentráció biztosítása. A korszerű, többlet-tápanyag eltávolítást is biztosító rendszerekben ugyanakkor az utóülepítő iszapzónáján túl az anaerob és anoxikus terekben is oxigénhiányos környezet alakul ki. Általános vélemény szerint az utóbbiakban 1,5, illetőleg néhány órás tartózkodási idő sem bizonyul károsnak a nitrifikálók számára. Az EPA (1993) ajánlása szerint az anaerob tartózkodási időt azonban mindenképpen célszerű 3-4 óra alatt tartani, az anoxikusat pedig mintegy 5 óra alatt. Ha azt is figyelembe vesszük, hogy az utóülepítő iszapzónájában is kialakul 2-3 órás tartózkodási idő, a nitrifikálók túlélését meglehetősen stabilnak tekinthetjük. 19 órás 0,3 mg/l alatti oxigén koncentráció a levegőztető medencékben azonban már a nitrifikáló biomassza teljes lemérgezését eredményezheti (Kárpáti és társai, 2006).

A **7. ábra** láthatóan a nitrifikációnál 2 mól sav keletkezik minden mól ammónium oxidációjakor. Ebből ugyan a denitrifikációnál egy mól újra felhasználásra kerül, a nitrogén eltávolítás mégis összességében savtermelést jelent. A savtermelés, illetőleg a szennyvíz puffer-kapacitásának hiánya következtében a nagyobb ammónium tartalmú szennyvizek nitrifikációjánál jelentős elsavanyodás is bekövetkezhet. Ez mészhidrát adagolással ellensúlyozható. A kétféle nitrifikáló mikroorganizmus-csoport közül a Nitrobakter fajok érzékenyebbek a lúgos pH-ra (disszociálatlan ammónium mérgező hatása). Ennek az eredménye a nitrit-felhalmozódás 8,2 fölötti pH tartományban. A kisebb pH-knál a disszociálatlan salétromossav jelent toxicitást nitrosomonas és nitrobakter fajokra egyaránt. A **20. ábra** a pH hatását mutatja a nitrifikációra Anthonisen et al. (1876) alapján.

A hazai gyakorlatban a szennyvíz csatornahálózatban történő hosszabb tartózkodási ideje eredményeként is jelentős savanyodás következik be (pH 6,5-7,1), ami önmagában is kedvezőtlen a nitrifikációnak. Korábbi mérések során az ATEV üzemek szennyvizénél a 6,8-

as pH-t találtak kritikusnak (Kárpáti et al., 2000). A kommunális szennyvíztisztítás gyakorlatában ugyanakkor az ilyen szennyvizeknél nagy mennyiségű szulfid is érkezik a szennyvízzel, amely hasonló toxicitást jelent a nitrifikációra. Láthatóan a kettő egyenlet ezt a két tényezőt külön hatásként értékeli, pedig végeredményben a pH hatása is a nitrifikációnál a toxikus ammónia, vagy salétromos-sav hatásán keresztül érvényesül.



20. ábra. A nitrifikációra kedvező pH tartomány (Anthoisen, 1976)

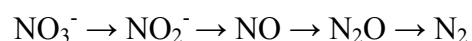
A nitrifikálók szaporodásának hőmérséklet-függésével nagyon sok közlemény foglalkozott. Közöttük részletes hazai elemzés, értékelés is található (Oláh és Mucsy, 2003). A sebességfüggés leírására többféle egyenlet is választottak, melyek egyaránt nagy szaporodás-növekedést jósolnak a 10-15 °C közötti hőmérséklet-tartományban. Bizonyosnak látszik, hogy 10°C-ról 20°C-ra történő hőmérséklet-növekedés 2-4-szeres sebességnövekedést eredményez (Oláh és Mucsy, 2003). Általánosnak érvényesnek tekinthető talán az is, hogy minden 7 °C hőmérséklet növekedés a nitrifikációs sebesség megduplázódását eredményezi. A nitrifikáció ugyanakkor a mezofil tartomány felső határánál (40-41 °C) a tapasztalatok szerint az eleveniszapos rendszerekben leáll.

Egy adott eleveniszapos rendszerben tehát meghatározó, hogy az adott időpontban és hőmérsékleten a szennyvíziszapban mekkora az autotróf nitrifikálók részaránya a teljes iszaptömeghez képest. Ez azt is jelenti, hogy a hőmérséklet csökkenésével és növekedésével azonos hőmérsékleteknél (az átmeneti tartományban) nem várhatunk a szennyvíziszaptól azonos nitrifikációs teljesítményt. Ettől függetlenül a szennyvíz hőmérséklete és a teljes nitrifikáció közötti kapcsolatra Rich (1980) a szükséges iszapkört $3,5 \cdot e^{1,127(20-T)}$

összefüggéssel adta meg. Ebből következik, hogy a nagyobb szerves anyag terheléseknél az eleveniszapos rendszerek jóval érzékenyebbek a hőmérséklet hatására.

Mint már korábban is elhangzott, a nitrifikálók kis energianyereségük miatt különösen érzékenyek a toxikus anyagokra is (Henze et al. 1995). A gátlás mértéke egyrészt a mérgező anyag koncentrációjától, másrészt a behatási idejétől függ. Számos szennyező anyag ugyanakkor toxicitása ellenére biológiailag bontható is éppen a mérgezésre kevésbé érzékeny heterotróf mikroorganizmusok révén. A nitrifikációra mérgező vegyszerekről részletes információt tett közzé az EPA (1993). A városi szennyvizek mérgező anyagaival Oláh és Mucsi (2003) foglalkozott részletesebben. Az ipari szennyvizek esetében még nagyobb a veszélye a nitrifikáció lemergezésének. Részben a már említett pH hatás (NH_3 és HNO_2), részben egyéb toxikus szennyezők pH függő hatása következtében. Mérgező hatása van a nitrifikációra a cianátoknak, fenoloknak, policiklikus aromás vegyületeknek, és hasonló nitrogéntartalmú vegyületeknek is. Ezzel szemben az ammónium koncentrációnak (megfelelő pH tartományban) 2000 mg ammónium-N/l koncentrációnál sem tapasztalták gátló hatását (van Dongen et al., 2001). A hatékony nitrifikáció biztosítása ezért mindig komoly feladat a kommunális és ipari tisztítóknak egyaránt. A környezeti paraméterek megfelelő szabályozásán túl a kellő iszapkor beállítása is elengedhetetlen feladat.

A denitrifikációra képes heterotrofok (az összes heterotrofok mintegy 60-70 %-a) kevésbé érzékeny a hőmérséklet hatására mint a nitrifikálók. Ezzel együtt a denitrifikáció sebessége jobban csökken a hőmérséklettel, mint a szerves anyag oxidációjáé. Erősíti ezt valószínűleg az utóbbi átalakítás tápanyagtípus érzékenysége is. A biológiai többletfoszfor eltávolítást ugyanakkor nem befolyásolja a hőmérséklet. Gyakorlati szempontból a denitrifikáció a heterotrófok egy fajta respirációja, amely az oldott oxigén helyett a nitrát oxigénjét használja fel elektron akceptorként. A nitrát számos redukciós lépcsőn keresztül végül is nitrogéngázzá (N_2) alakul:



Mivel a nitrogén-oxid (N_2O) üvegházhatást okozó gáz, korábban a denitrifikáció ilyen értelmű hatása ellenében is kifogások támadtak. Később a vizsgálatok azonban bizonyították, hogy a dinitrogén-oxid hozzájárulása ebből a forrásból a németországi üvegház-hatást keltő N_2O termelésnek csak mindössze 2 %-a (Koppe és társai, 1999).

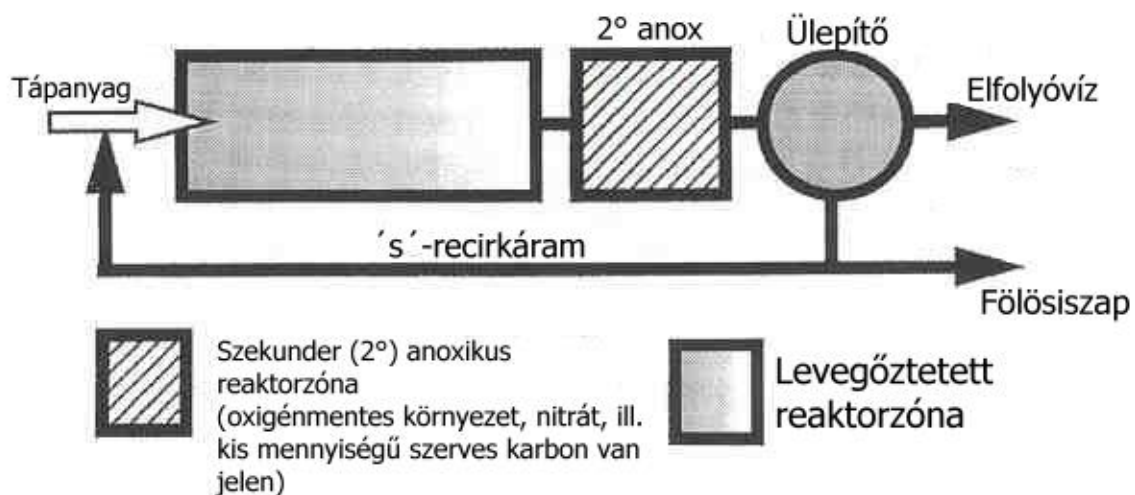
Nitrogéneltávolító eljárások különböző konfigurációi

Folyamatos betáplálású, átfolyású rendszerek

A legtöbb nitrogén eltávolításra tervezett eleveniszapos rendszer egy iszapkörös, ahol ugyanaz a mikroorganizmus tenyészet felelős mind a nitrifikációért, mind a denitrifikációért. Két anoxikus medencét tartalmazó megoldás különböztethető meg a szeparált medencés denitrifikációnál a tápanyag-ellátás különbözőségének megfelelően. Wuhrmann (1957) előbb olyan telepet tervezett, ahol az aerob reaktor megelőzi az anoxikus zónát (**21. ábra**).

Mivel ilyen kiépítésnél a közvetlenül felvehető tápanyagok legnagyobb része az aerob medencében hasznosul, a denitrifikáció energiaigényét főként a biomassza endogén sejtízise révén felszabaduló tápanyag fedezi. Amint e folyamat végbemenetele, úgy a denitrifikáció folyamata is lassú, de metanol beadagolásával meggyorsítható. Az utóbbi szükségszerűen a levegőztetett medencét követő anoxikus zónában történik.

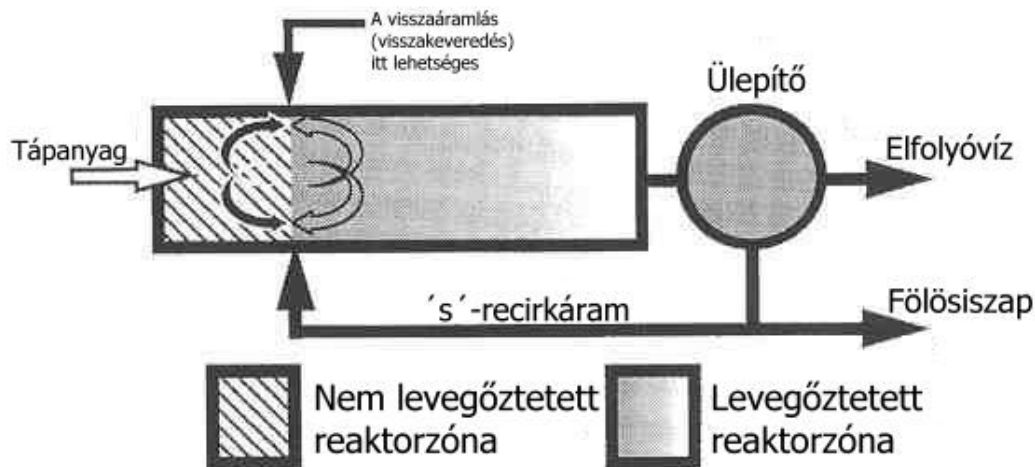
A Wuhrmann eljárás



21. ábra. A Wuhrmann-féle nitrogéneltávolító eljárás (1957)

Ludzack és Ettinger úgy változtatta meg ezt az elrendezést, hogy az anoxikus reaktort a levegőztető medence elé, azzal részben összeköttetésbe helyezte (**22. ábra**). Ezt a megoldást primer anoxikus zónáknak, vagy elődenitrifikálónak nevezik.

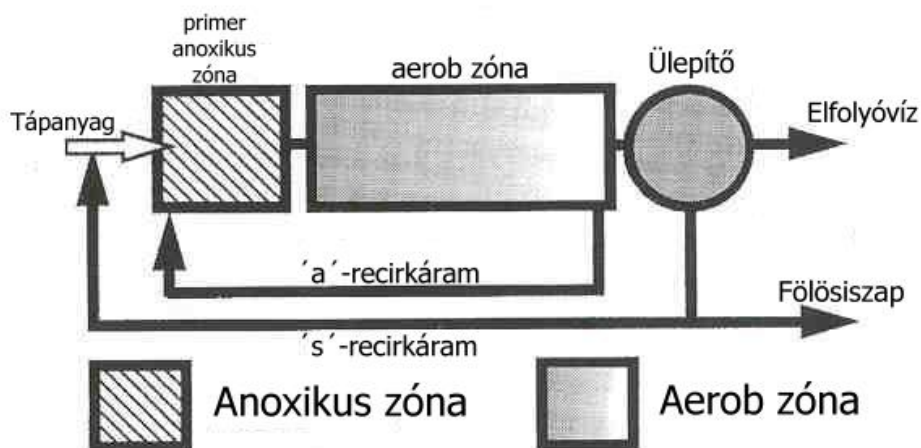
A Ludzack-Ettinger eljárás



22. ábra. A Ludzack-Ettinger eljárás (1962)

Miután ilyenkor a könnyen hasznosítható szerves tápanyag-tartalom nagyobb része az anoxikus zónában beépítésre, korlátozott a levegőztető medencében a heterotrófok túlszaporodása az autotrófok rovására. Ez segíti a jobb hatásfokú nitrifikációt létrejöttét. Az anoxikus és az aerob zóna vizének elkeverését magukkal a levegőztető berendezésekkel is biztosíthatják, megteremtve azzal a denitrifikáció lehetőségét. Az ellenőrizetlen „átkeverés” ugyanakkor kiszámíthatatlan hatással lehet a telep működésére. Az anoxikus és az aerob zónák különválasztása ezt a problémát is megoldotta. Az így kialakított konfiguráció recirkuláció a módosított Ludzack-Ettinger néven ismeretes (23. ábra).

A módosított Ludzack-Ettinger eljárás



23. ábra. A módosított Ludzack-Ettinger eljárás

Teljes elődenitrifikációt feltételezve az elődenitrifikálás hatékonysága a teljes rendszerre számítva:

$$\eta_{\text{NO}_3} = R_i + R_B / 1 + R_i + R_B$$

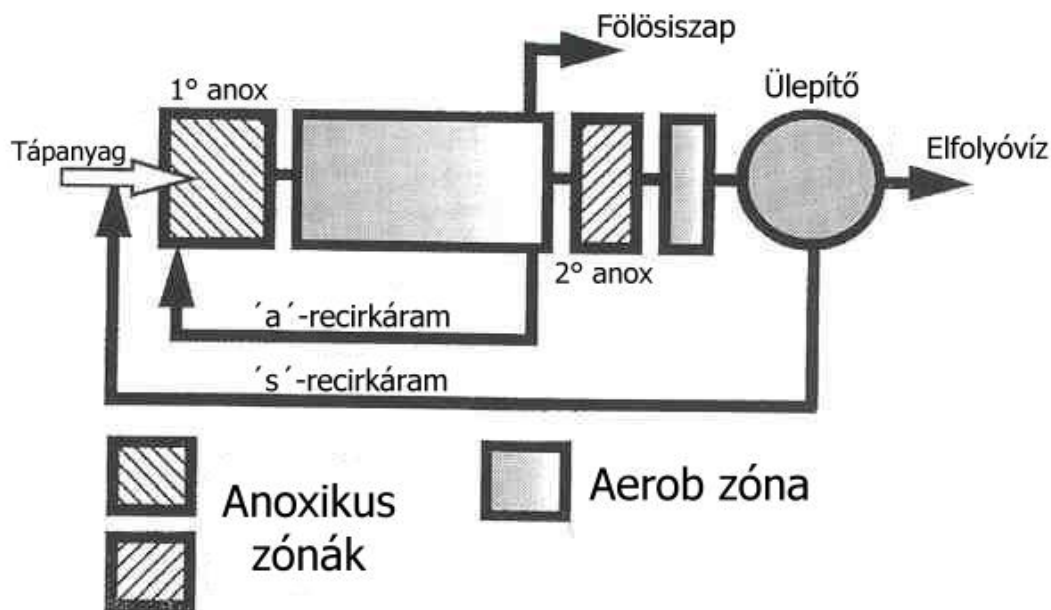
ahol R_i az iszap recirkuláció aránya (Q_i / Q)

R_B a belső recirkuláció aránya (Q_b / Q)

Az elődenitrifikálás tehát önmagában elvileg sem biztosíthat nitrátmentes elfolyó vizet.

Az egy rendszerben kiépített elő és utódenitrifikáció (Barnard, 1976) tovább növelte a nitrogéneltávolítás során elérhető hatásfokot, szélesítette az eleveniszapos rendszer alkalmazási terét (24. ábra). Sikerült ezzel növelni a rendszer denitrifikációs kapacitását, és szinte teljesen nitrátmentes elfolyó vizet biztosítani.

A Bardenpho eljárás



24. ábra. A négy reaktoros Bardenpho eljárás kialakítása

Az utódenitrifikáció során a tápanyaghiány minden esetben problémát okoz, mivel ott a denitrifikációhoz már nem áll rendelkezésre elegendő, biológiailag könnyen bontható szerves tápanyag. Az Egyesült Államokban és más országokban is ilyenkor az utódenitrifikációhoz rendszerint olcsó fermentációs hulladékot, metanol, ecetsavat használnak. Ekkor azonban a

többlettápanyag költsége és a biztonsági levegőztetés drágává teszi a megoldást (Eckenfelder 1979; Gray 1990; Dobolyi 1992). A nyers szennyvízből kiülepített primer iszap hidrolízise révén egyébként is hasonló költséggel hozzá lehet jutni az utódenitrifikációhoz szükséges tápanyaghoz (Gray 1990 Henze 1991).

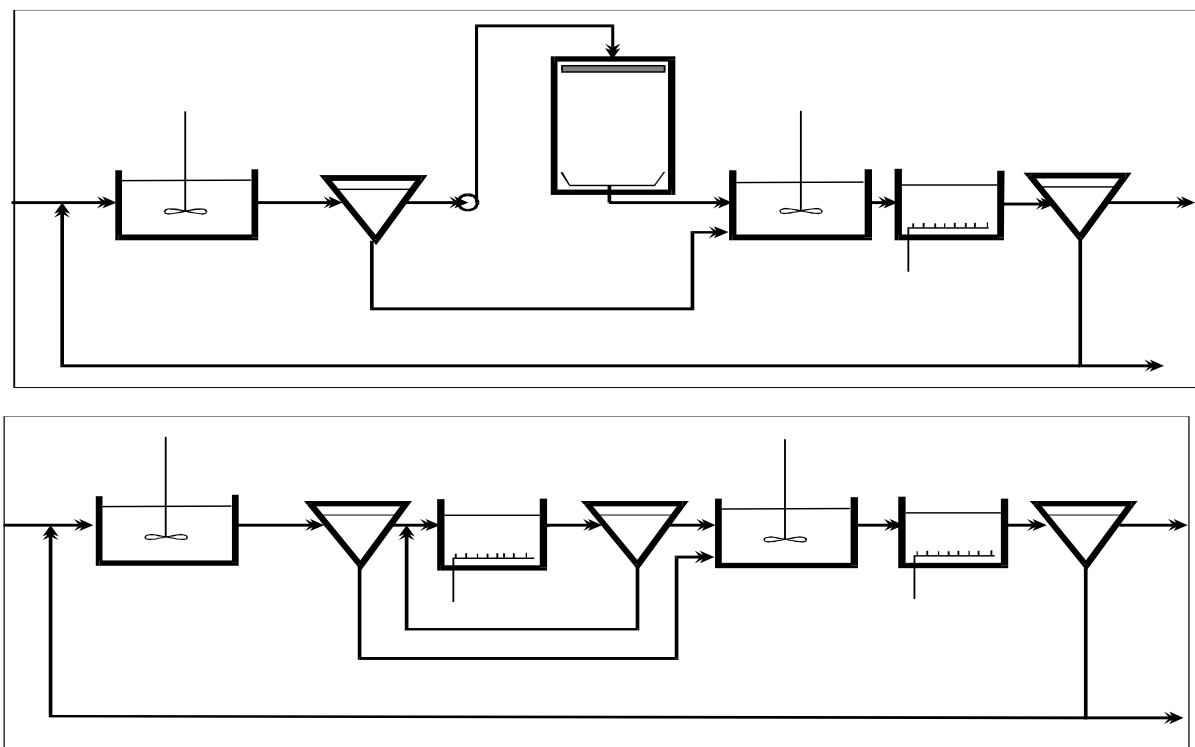
A második anoxikus zóna után egy újabb levegőztető medencét szükséges, mely kettős funkcióval bír: egyrészt a pótlevegőztetéssel kiűzhető a rendszerből a felgyülemlett nitrogéngáz (így az nem okoz problémát az utóülepítőben), másrészt a második anoxikus reaktorban esetlegesen képződő NH_3 nitrifikációját is sikerül így biztosítani. Ezt a konfigurációt (amely megnövelt biológiai foszforeltávolításra is képesnek bizonyult) a modern tápanyag-eltávolító eleveniszapos rendszerek előhírnökének tekinthető.

A denitrifikáció lehetőségét a tisztítandó szennyvíz szerves tápanyagának mennyisége, illetőleg annak a nitrogéntartalomhoz /TKN/ viszonyított aránya, részben biológiai bonthatósága, a könnyen felvehető oldott tápanyag részaránya/ határozza meg. Az ilyen rendszereknél csak $\text{TKN/KOI} > 0,09-0,10$ határig várható teljes denitrifikáció segédtápanyag nélküli elő és utódenitrifikáció esetén. Ha a nyers szennyvíz TKN/KOI aránya ennél nagyobb, a tisztított elfolyó víz a korábban már említett okok miatt nem lesz nitrát-mentes. A reakciók lelassulása miatt friss tápanyag hiányában az utódenitrifikálás különösen nagy reaktortérfogatot és iszapkört igényelne. Ilyen megoldás ugyanakkor a szerves tápanyag kis koncentrációja miatt rendszerint iszapduzzadást eredményez (Wanner 1989).

Valamelyest javíthat a helyzeten, ha a nyers szennyvíz egy részét a szekunder anoxikus reaktorba vezetik a Bardenpho megoldás változatlan megtartása mellett. Ekkor azonban mintegy háromszoros belső recirkuláció esetén a megkerülő ágon a nyersvíz 8-12,5 %-át kell az utódenitrifikálóba vezetni. Az utóbbi ammónia tartalma az utólevegőztetést követően optimális esetben is $4-5 \text{ mg/dm}^3$ $\text{NO}_3\text{-N}$ maradványt fog a tisztított elfolyó vízben eredményezni. Ez lesz a nyers szennyvíz $\text{TKN/KOI} > 0,09$ aránya esetén várható átlagos érték a tisztított elfolyó vízben. Ha ilyen érték alá kell csökkenteni az elfolyó víz nitrát-tartalmát, elvileg is csak külső szerves szénforrás felhasználásával lehetséges. Ez lehet a már említett metanol, acetát, vagy a primer iszap fermentációja révén keletkező hasonló, könnyen felvehető tápanyag. Problémát jelent, hogy az ilyen rendszereknél előülepítést hagyományosan eleve nem alkalmaznak, tehát primer iszap, vagy fermentált terméke sem

lehet (Fleit, 1993; Monozlay, 1995). "Az eddig ismertetett komplikált elvi vázlatok a gyakorlatban egyszerűen megvalósíthatók ún. reaktor-kaszkáddal, tehát szakaszokra osztott eleveniszapos medencével, vagy egyszerű oxidációs-árok rendszerrel. Mindössze a szennyvízbetáplálást, a recirkulációt és az oxigénbevittelt kell a próbaüzem során komplex módon szabályozni." (Benedek, 1990)

Lehetőség a szerves-szén jobb kihasználására a két iszapkörös megoldás, ahol a denitrifikálás tápanyagellátását a szétválasztott nitrifikáció, és szerves szén oxidáció révén javítani lehet. Ennek egy rögzített filmes nitrifikációs változatát a kilencvenes évek elején Wanner és társai javasolták (Wanner1992). Sémája a **25. ábra** látható. A szerves szén és az ammónia oxidációjának szétválasztása /két iszapkör/ azonban eleveniszapos rendszerben még ennél is bonyolultabban vitelezhető csak ki /**25. ábra**/, még több, költséges ülepítést igényel.



25. ábra. Elkülönített nitrifikáció /több iszapkör/ lehetséges kialakítása

a ábra : elkülönített nitrifikáció Wanner és társai által javasolt változata

/csepegtetőtest vagy elárasztott töltetes levegőztető medence/

b ábra: szeparált nitrifikáció lehetősége eleveniszapos biológiánál.

Bonyolultsága miatt ezek ma még csak elvi lehetőségek, bár Wanner és társai javaslata laboratóriumban már igazolta az elvárásokat (Bortone et al.1994).

A szeparált nitrifikáció a kettős ülepítés költsége miatt tűnik illuzórikusnak. Bár a nitrifikáció a fenti megoldással /kisebb relatív térfogat igény/ gyorsítható, valamint feltehetően teljes denitrifikáció is lehetséges volna /utódenitrifikáció/, ezt ma még ilyen áron a gyakorlat nem igényli. Helyette napjainkban egyszerűségük és egyidejűleg jó hatékonyságuk miatt a ciklikus üzemű rendszerek terjednek széles körben, melyek 6-8 gramm nitrát-nitrogén /m³ koncentrációig biztonsággal eltávolítják a nitrátot.

Ciklikus üzemű rendszerek

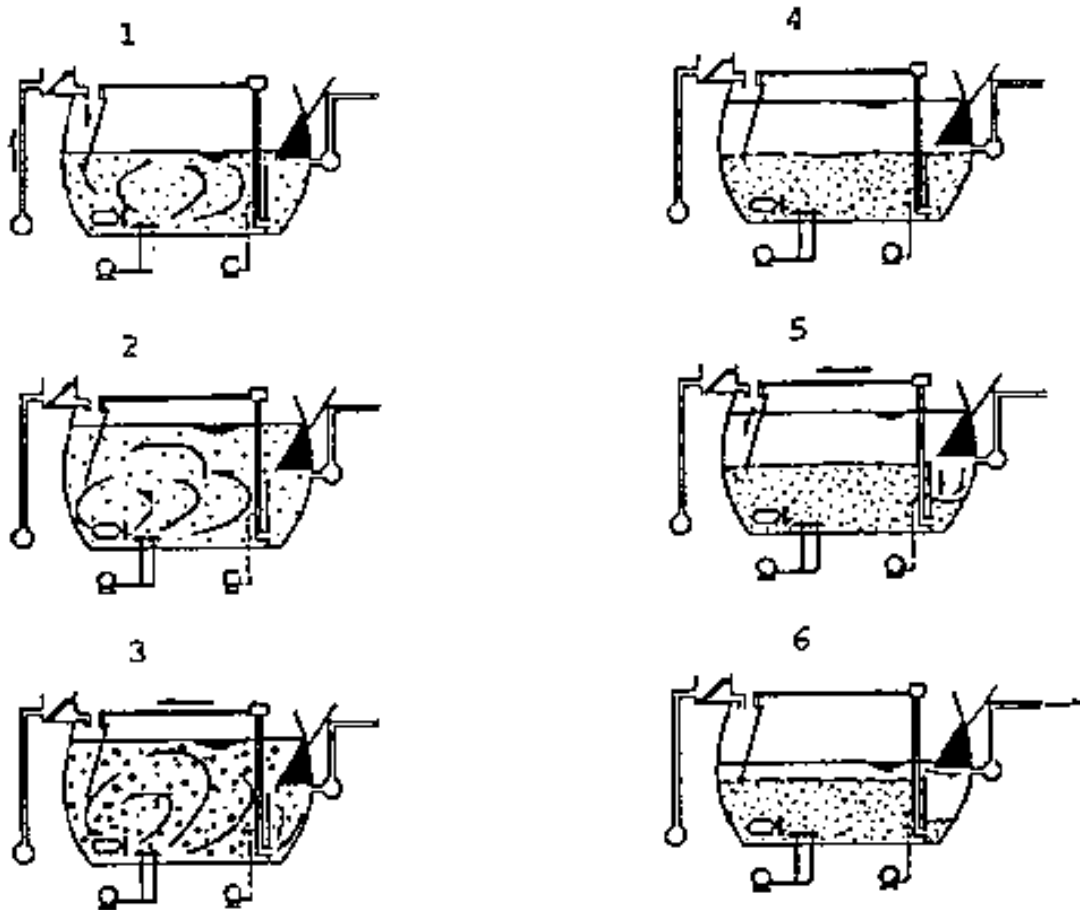
A megnevezés olyan eleveniszapos rendszereket jelöl, melyeknél valamilyen paraméter az üzemeltetés során ciklikus változik. Ez lehet a betáplálás, folyadék átvezetés /cirkuláció nagysága vagy iránya/, vagy akár a levegőztetés is, ha azt hosszabb időszak állandó értéke után más hasonló értékre változtatják, esetleg kikapcsolják. A szabályozott levegőztetés ilyen értelemben a nem levegőztetett szakasszal ugyancsak váltakozhat, de önmagában nem jelent ciklikus üzemmódot a szabályozott ki-be kapcsolás kis frekvenciája miatt. A bioreaktor, vagy reaktortér adott pontjain a környezeti feltételek a ciklikusan váltakozó üzemvitelnél a folyamatos betáplálású, állandósult üzemállapotú rendszerekkel szemben nem állandóak, hanem ciklikusan változnak. A betáplálás, a levegőztetés, az ülepítés ilyen értelmű váltakozó megvalósítása egyetlen medencében, vagy párhuzamos egységekből kiépített medencesornál az úgynevezett SBR (Sequencing Batch Reactor) rendszer.

A ciklikus üzem a szennyvíztisztítás kialakulásának kezdetén megjelent a szennyvíztisztítás gyakorlatában a levegőztetés és ülepítés ciklizálásával. A folyadékbetáplálást ebben az időben a levegőztetési ciklus alatt végezték. Nem volt szükség külön ülepítőre, de ez a biológiai kapacitást jelentősen csökkentette. Az ilyen üzemeltetés reneszánsza a múlt század 70-es éveitől kezdődött, amikor a vezérlés, szabályozás olyan fejlett szintre jutott a részegységek fejlesztésével egyetemben, hogy az egyes reaktorzónák által biztosított előnyök az időben történő ciklizálással, vagy szabályozással kedvezőbb körülményeket biztosítottak a biológiai átalakítások optimalizálásához. Az iszapos medenceterek levegőztetését külön is lehet ciklizálni, de a medencét akár utóülepítőként is lehet hasznosítani ilyen üzemeltetéssel.

Ciklikus üzemű rendszerek elkülönített ülepítő nélkül

Sequencing Batch Reactor /SBR/

Ez a legegyszerűbb szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztító. Nitrifikáló hatékonyságával semmi probléma nincs, ha annak relatív iszapterhelését megfelelő értékre választják. Esetében is megkülönböztethetők a ciklusok menetében elő-, és utódenitrifikáló szakaszok, de a szimultán denitrifikáció is legalább azonos jelentőséggel bír (Irvine 1989; US EPA 1992; Chambers 1993; Tam et al 1994; Medgyes és társai, 2007). Sémája a **26. ábra** látható (Imura et al. 1993).



26. ábra. Az SBR működésének elve.

Az elődenitrifikálás a nitrát mennyiség kisebb részével akkor következik be, amikor az ülepitést és dekantálást követően friss szennyvizet juttatnak a medencébe, miközben a levegőztetést még nem indítják be. A folyadék átkeverése révén a friss tápanyaggal az iszap

redukálja a nitrát teljes mennyiségét. Ez a denitrifikációs hatások a folyamatos betáplálású rendszerekhez hasonlóan akár képletszerűen is kifejezhető a ciklikus feltöltési, vagy dekantálási hányad függvényében. Ebben a szakaszban a denitrifikáció igen gyorsan bekövetkezik, így azt követően a technológiai ciklus kialakításának megfelelően vagy az anaerob környezetben bekövetkező foszforleadás, vagy a szerves szén és ammónia levegővel történő oxidációja indul be (Lewandowski et al 1992; Imura et al 1993). A levegőztetett szakaszban keletkező nitrát a levegőztetés intenzitása /folyadékfázis oldott oxigén koncentrációja/ és a keverés /teljes medence átkeverése/ függvényében egyidejűleg is redukálódhat. Erre a legutóbbi tapasztalatok szerint tökéletesen kevert medencében, szabályozott levegőztetés esetén is van mód (Demuynck 1994).

Az SBR esetében utódenitrifikáció érvényesítésére is van lehetőség. A levegőztetés kikapcsolását követően az oxigén viszonylag gyorsan elfogy a kevert rendszerből. Ha ezután friss tápanyagot juttatnak a medencébe, a Bardenpho eljárás megkerülő ágon történő tápanyag-bevezetéséhez hasonló elvű utódenitrifikáció biztosítható. Ez mind a kísérleti, mind a szimulációs eredmények alapján kedvező lehet, de az utólevegőztetés ilyenkor is elengedhetetlen (Demuynck, 1994).

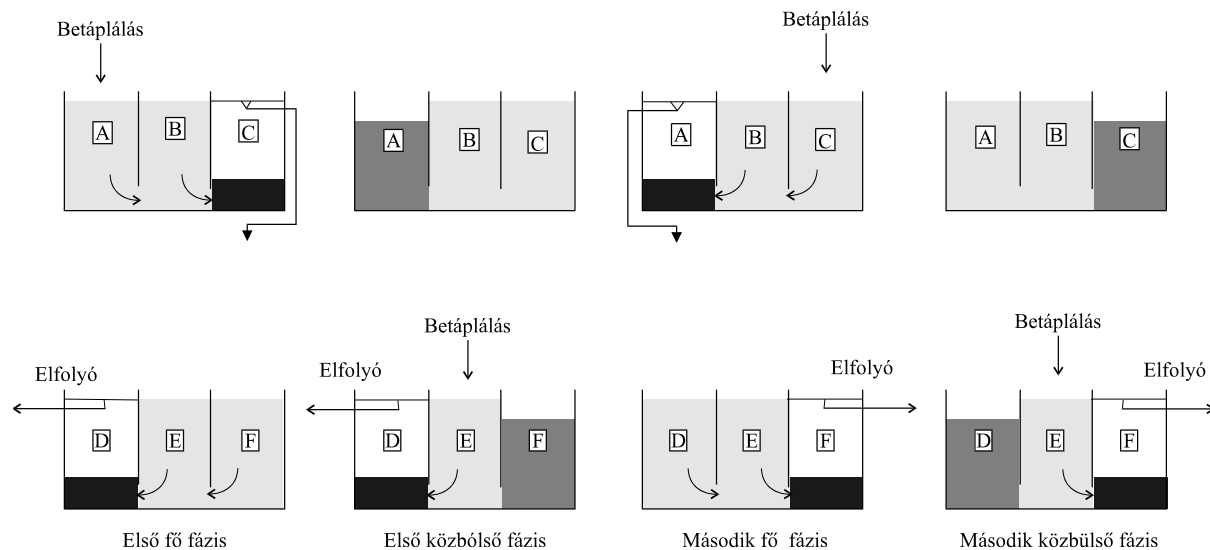
Az SBR az utóbbi évtizedekben a kis települések, pulzáló vízhozamok, egyedi ipari szennyvizek esetében hatékonynak és gazdaságosnak bizonyult (US EPA 1992).

Unitank System

A nyolcvanas évek elején különleges reaktorkialakítással próbálkoztak a leuveni egyetem munkatársai. Az egyetlen medencés SBR üzemét alakították folyamatossá. Az Unitank rendszer működési elve a **27. ábra** látható. Az Unitank System megnevezés érzékelteti, hogy a medencék univerzális feladatot /levegőztetés és ülepítés/ látnak el, és nem egyetlen funkcióra használt medencéről van szó (Delaplace et al. 1990; Feyaerts et al. 1992).

Hosszanti átfolyású medencékből, 3-3 sorba kapcsolt reaktorszakasszal alakították ki a reaktorsort, amelyekbe a friss szennyvíz betáplálása váltakozva történik a sor egyik vagy másik végén. Az utolsó medenceegység ugyanilyen ciklusokban levegőztetés nélkül, ülepítőként működik. Ha nincs szükség denitrifikációra, a középső egység levegőztetése folyamatos. Ellenkező esetben a középső szakasz az utódenitrifikációt kell, hogy biztosítsa. Mivel az utódenitrifikálás tápanyaghiányának negatívumai ennél a rendszernél is

érvényesülnek, az egyébként elmés megoldás még hazájában sem terjedt el a kommunális szennyvizek tisztításában.

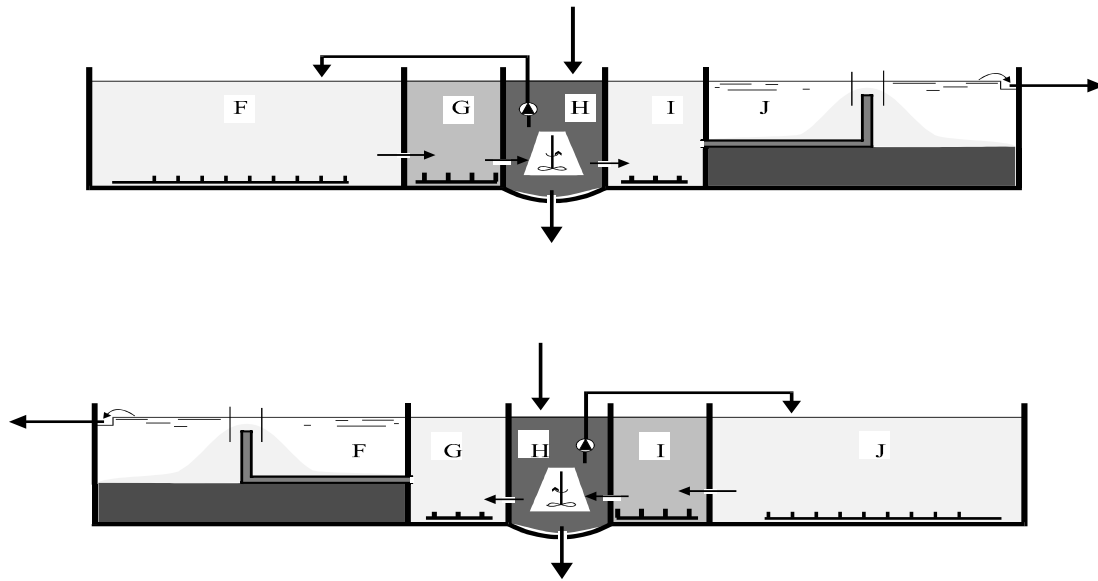


27. ábra. Az Unitank System és működése

Az Unitank System fejlesztői valójában szűkebb feladatot tűztek maguk elé. A söripar viszonylag szennyezettebb, koncentráltabb, de biológiailag jól bontható szennyvizét kívánták minimális költséggel és hulladéktermeléssel /iszap/, és a belsőenergia maximális hasznosításával tisztítani (Vriens 1990). Ennek megfelelően kidolgozták az anaerob lépcsővel, vegyszeres foszforeltávolítással bővített előtisztítási fokozatot, majd a három lépcsős C-N eltávolítást is. A kommunális szennyvizeknél azonban fölösleges az anaerob lépcső, sőt az elkülönített lépcsőben történő nitrifikáció sem igazán indokolt. Egy rövid átmeneti ciklusban, részben az utódenitrifikáció javítása érdekében a nyers víz egy része közvetlenül a második lépcső utódenitrifikáló reaktorába kerül bevezetésre, de erre az áramlás irányváltása miatt, az ülepítés folyamatossága érdekében is szükség van.

A söripari szennyvíz az utódenitrifikációhoz különösen kedvező tápanyag lévén (Vriens 1990; Monozlay, 1995), megfelelő denitrifikációs sebességet biztosít, de szükség lenne esetében is az utólevegőztetésre. Ez a két iszapkörrel négymedencés második lépcső kialakításával lenne megoldható. Azonos oldal belső és külső reaktorzónáiba történhetne ciklikusan az első lépcső elfolyó vizének, illetőleg a nyers szennyvíz egy részarámának a bevezetése. A rendszer működése egyebekben a korábban javasolttal teljesen azonos lehetne. Helyette a korábbi

elveknek megfelelően az elő-, és utódenitrifikációt is beépítve a **28. ábra** látható, kicsit bonyolultnak tűnő rendszert alakították ki.



28. ábra. A teljes tápanyag eltávolításra tervezett Unitank System.

Működésének egyszerűbb megértését segítik az ábrán látható, ciklusokat bemutató változatok. A nyers szennyvíz betáplálása a középső egységbe történik /elődenitrifikáló/, ahonnan a részben hígított, részben denitrifikált folyadékot megfelelő átemelő szivattyú szállítja váltakozva a reaktorsor megfelelő végére. Az utóbbi a szükséges belső recirkuláció biztosítása érdekében a nyers szennyvíz mennyiségének többszöröse. Az utódenitrifikáló, illetőleg utó-levegőztető váltakozva a G és I jelű belső reaktorszakasz, míg a fő levegőztető reaktor, valamint ülepítő váltakozva a szélső egységek. Bár a rendszer kommunális szennyvizekkel történt vizsgálatának eredményei meggyőzőek (Feyaerts 1992), a módszer feltehetően a nagy ülepítőtérfogat hányad miatt a gyakorlatban nem terjed.

Ciklikus üzemű rendszerek elkülönített ülepítővel

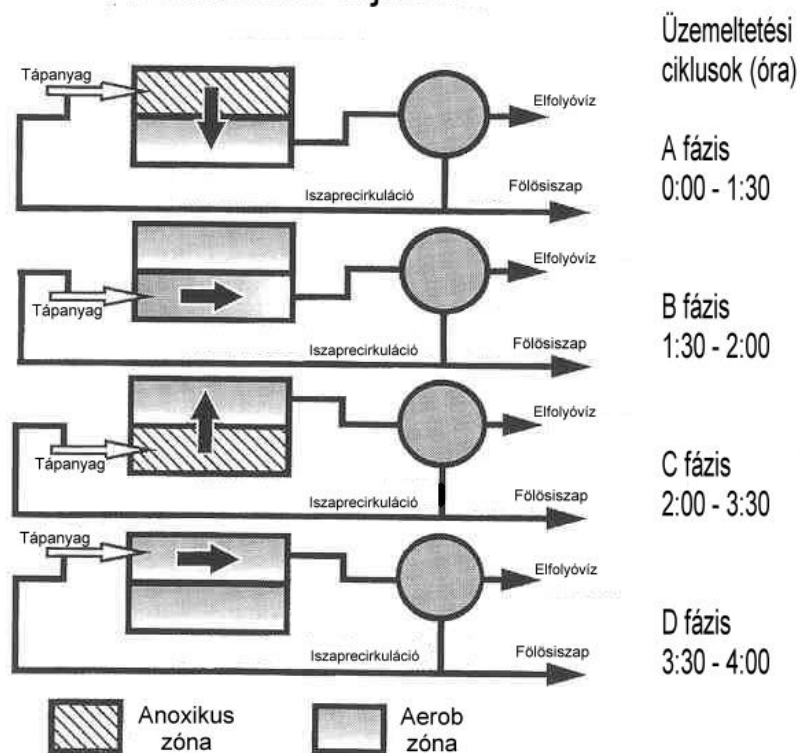
Ez a megoldás megtartva az ülepítő hagyományos helyét és szerepét, a betáplálást valamint az anoxikus - oxikus zónák átkötéseit, illetőleg azok levegőztetését változtatja. Elsősorban Dániában népszerű, ahol rendszerint két párhuzamosan üzemeltetett kettős Carroussel medencével, közös ülepítővel valósítják meg az elvet /4.5.-12. ábra/. Gyakorlatban a technológia BIODENITRO néven ismert.

A Dániában kifejlesztett, és azóta több európai országban is megépített Biodenitro eljárás (**29. ábra**) is a fent említett elvekre épít, lévén ez is egy folyamatos betáplálású eljárás, oxidációs eleveniszapos medencékkel, s mégis alternáló tápanyag-ellátással, nitrifikációs / denitrifikációs zónákkal és komplex üzemeltetési protokollal. Az egyes, szeparált vonalakra (kettős Carrousel) érkező vízmennyiség kicsi a nem levegőztetett folyadék átkeveréséhez, így az anoxikus zónában a biomassza szuszpendált állapotban való fenntartásához külön keverő berendezésre van szükség.

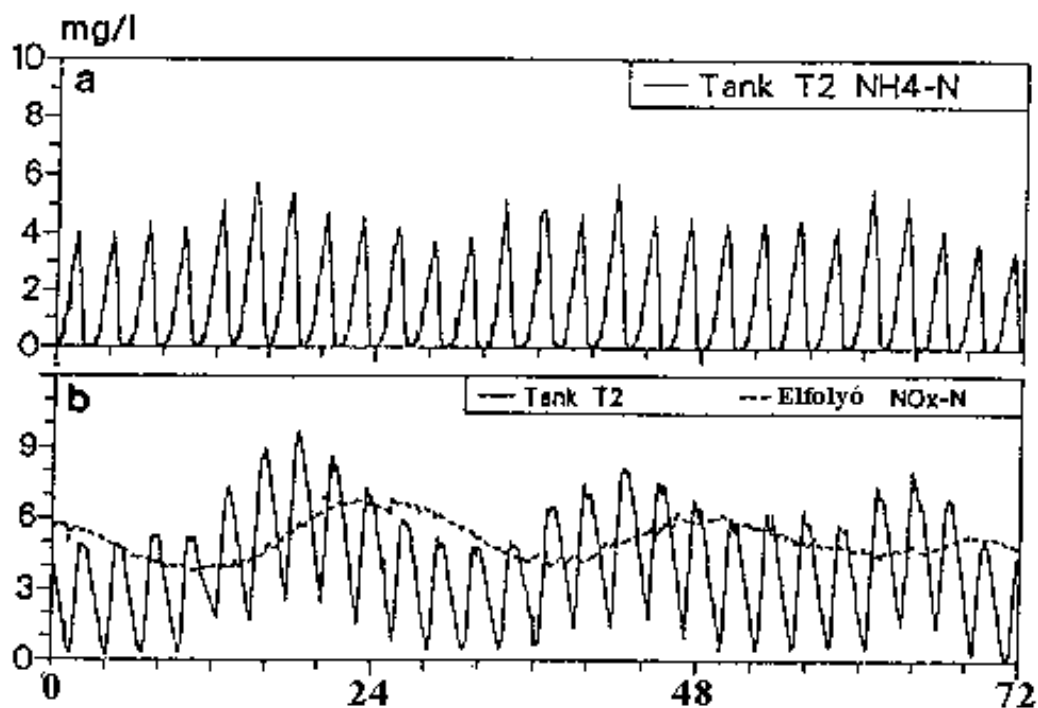
Az ilyen üzemben elért nitrogéneltávolítást a **30. ábra** mutatja, melyen a nyers szennyvíz, és a tisztított elfolyó víz $\text{NH}_4\text{-N}$, valamint ugyancsak az elfolyó víz $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrációi láthatók. A közlemények alapján az elfolyó vízben az $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalom folyamatosan 1 mg/dm^3 alatt volt. A nitrát-nitrogén láthatóan $3\text{-}5 \text{ mg/dm}^3$ között változott. Ez azt is jelenti, hogy a tisztított elfolyó víz összes nitrogén tartalma mintegy $5\text{-}7 \text{ mg/dm}^3$ alatt várható. Figyelembe kell azonban venni, hogy a befolyó víz $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalma átlagosan 40 mg/dm^3 volt (Zhao et al. I és II 1994).

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás két alapvetően különböző egységet kapcsol egymás után. A biológiai átalakításokét és az iszap elválasztását. Az utóbbi során végbemennek ugyan biológiai folyamatok is, szerepük a tisztítás szempontjából elhanyagolható. A két szakasz átlagos tartózkodási idővel jellemzett térfogatigénye elvileg is nagyon eltérő lehet. Az ülepítésnél ez a feldolgozandó szennyvíz minőségétől nagyjából független, mintegy 3-6 óra. A biológiai folyamatoknál ezzel szemben mind az érkező szennyvíz szennyezettségétől, mind a tisztítás megkívánt mértékétől /C, N, P eltávolítás, és azok mértéke/ egyaránt függ. Ha csak a BOI_5 eltávolítása a feladat, és a szennyezettség a kommunális szennyvizeknek megfelelő átlagos érték, a szükséges hidraulikus tartózkodási idő a levegőztetőben szintén csak néhány óra kell legyen. Ha azonban nitrifikáció - denitrifikáció, netán biológiai többletfoszfor eltávolítása is szükséges, fél nap fölötti, közel egy napos átlagos hidraulikus tartózkodási időre van szükség a reaktorsoron. A teljes rendszer szempontjából a két térfogat optimalizálása jó üzemvitelt feltételezve is, egymástól független feladat.

A Biodenitro eljárás



29. ábra. A BIODENITRO eleveniszapos eljárás



30. ábra. Váltakozó betáplálású, levegőztetésű és folyadék-átvezetésű, úgynevezett alternáló rendszer tisztított vizének a minősége.

A két tartózkodási idő aránya azt fejezi ki, hogy az állandó ülepítő-térfogat hányszorosának megfelelő összes reaktortérfogatot igényel a megkívánt tisztítás. Nagyterhelésű elveniszapos rendszereknél, csak BOI_5 eltávolítása esetén, az arány közel egy. Az utóülepítő térfogata tehát csaknem megegyezik a biológiai medence /levegőztető/ térfogatával. Nitrifikáció - denitrifikáció esetén ez az érték három-hat között van. Többletfoszfor biológiai eltávolítása esetén ennél is nagyobb. Az ülepítő térfogatigénye ilyen értelemben a jóval kisebb hányad. Ezért nem propagálják a fejlesztők a több ülepítővel kombináló megoldásokat, hiszen minden egyes ülepítés annak állandó térfogatigényét ismétli meg, ami a költségekben hasonlóan jelentkezik.

A nem elkülönített ülepítők esetén, mint a Unitank és az SBR az ülepítő kiépítési költsége fajlagosan kisebb ugyan, a tisztítás igényének növekedésével azonban a Unitank esetében az állandó reaktor/ülepítő térfogatarány miatt az ülepítés viszonylagos költségét mégis aránytalanul megnöveli. Az arány a reaktorterek arányainak változtatásával lenne változtatható, ha a középső térrészt növelnék a szélsők rovására. Ez a növelés az ülepítés és levegőztetés meghatározott időszükséglete miatt egyidejűleg az összes térfogat, vagy hidraulikus tartózkodási idő növelését igényli, ami áttételesen ugyancsak számottevően növeli a költségeket. Feltehetően ennek tulajdonítható, hogy az Unitank alig terjed a kommunális szennyvíztisztítás gyakorlatában.

Az SBR esetében a ciklusszám csökkentésével a fenti arány ugyan javul, a folyamatos betáplálású, állandósult üzemű, vagy az elkülönített ülepítővel épített ciklikus üzemű változatok arányát azonban az egyidejűleg korlátozott betöltési térfogatarány miatt nem tudja megközelíteni.

A szennyvíz nitrogénfeleslegének a kémiai eltávolítása

A nitrogén, pontosabban az ammónium eltávolítására biológiai út mellett három féle kémiai lehetőség is adódna. Sajnos ezek fajlagos költsége sokkal nagyobb, mint a biológiai módszeré, ezért a gyakorlatban egyik sem terjedt el.

A legegyszerűbb lenne az ammónium MgNH_4PO_4 formában történő kicsapítása. Ez 8 körüli pH-nál jó hatásfokkal lehetséges, azonban a hozzászükséges magnézium ára ezt mégsem teszi

gazdaságossá. A MAP, vagy ásványi nevén struvit a mezőgazdaságban műtrágyaként is felhasználható lehetne, mégsem lehet a folyamatot versenyképessé tenni.

Más megoldás lehetne az ammónium ioncserével történő kivonása a szennyvízből. Sajnos az ioncsere az a művelet, amely a kívánt komponenssel történt telítés után annak leszorítását, az ioncserélő regenerálását is igényli. Ekkor viszont nem kívánt szennyezőanyag kerül a mosóvízbe. Ezen túl az is gondot jelent, hogy az ioncserélő a biológiailag tisztított szennyvíz lebegő és oldott szerves szennyezőire is érzékeny, azok mechanikailag is eltömíthetők, sőt kémiaiilag is elszennyezhetők (adszorpció). Ezért az ioncsere is csupán kutatások tárgya a megoldás tekintetében.

Gyakorlatban is kipróbált megoldás ugyanakkor a víz lúgosítását (pH mintegy 10) követő ammónia sztrippelés, kifúvatás. Ennek is csak koncentrált, meleg ammónium oldatok esetében van azonban csak realitása. A desztilláció olyan drága, hogy az ammónia savas megkötésével, s ezzel ammónium-szulfát műtrágya előállításával kombináltan sem válik rentábilissá. Ugyanez igaz az ammónia parciális oxidációval történő energetikai hasznosítására is. Egy japán tulajdonú üzem az utóbbi megoldást egy évtizede ki is építette hazánkban nagyüzemben, de azóta a fenti okok miatt beszüntette az üzemeltetését.

Hivatkozások

- ANTHONISEN, A. C., LOEHR, R. C., PRAKASAM, T. B. S., SRINATH, E. B. (1976). Inhibition of nitrification by ammonia and nitrous acid. *J. WPCF* **24**, 835-852.
- Barnard, 1976
- BARNARD. J. L. (1974). Cut P and N without chemicals, *Water Wastes Eng.* **11**. 33-36.
- Benedek P.(1990) Biotechnológia a környezetvédelemben. MK, Budapest, p. 283.
- Bortone G., Malaspina F., Stante L., Tilche A. (1994) Biological nitrogen and phosphorus removal in an anaerobic/anoxic SBR with separated biofilm nitrification. *Wat Sci. Techn.* **30**, (6), 303-313.
- Chambers B. (1993) Batch operated activated sludge plant for production of high effluent quality at small works. *Wat. Sci. Tech.*, **28**, (10) 251-259.
- Delaplace P., Lemaitre B., Van Soest H., Vriens L. (1990) . Meded. Fac. Landbouwwet., Univ. Gent. 55, (4), 1477-80.
- Demuyne C., Vanrolleghem P., Mingneau C., Liessens J., Verstraete W.(1994) NDBEPR process optimization in SBRs: reduction of external carbon-source and oxygen supply. *Wat. Sci. Tech.*, 30, 169-181.
- Dodolyi E.(1992) Biológiai tápanyag-eltávolítás (nitrogén és foszfor) szennyvízből. OMIKK, Környezetvédelmi füzetek 1992/16, Budapest, p. 32.
- Dold P. L., Ekema G. A., Marais G. V. R. (1980) A general model for the activated sludge process. *Prog. Wat. Tech.* **12**, 47-77.
- Eckenfelder W. W., Argaman Y. (1979) Kinetics of nitrogen removal for municipal and industrial applications. In: *Advances in Water and Wastewater Treatment - Biological Nutrient Removal*, Wanielista M. P., Eckenfelder W. W., Eds., Ann Arbor Sci. Publ. Inc., Ann Arbor, 23-41.
- EPA (1993) Dunaúj
- Feyaerts M., Van Steenberghe K., Vriens L., Verachtert H. (1992) Biological nutrient removal of municipal wastewater with a Unitank-demo-plant. Meded. Fac. Landbouwwet., Univ. Gent. 57 (4a), 1683-1690.
- Fleit E., Oláh J., Mucsy Gy. (1993) Biotechnológiai szennyvízkezelés újabb irányzatai. KGI Környezetvédelmi Tájékoztató (587), 196.
- Grady-Lim, 1990
- Gray N. F. (1990) Activated Sludge. Theory and Practice. Oxford Science Publications.

Hanaki et al, 1980 -, -

Henze et al. 1995 ua

Henze M., Mladenovski C. (1991) Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.* **25**, 61.

Henze M., Mladenovski C. (1991) Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.* **25**, 61.

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., BAISUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G. v. R. (1995). Activated Sludge Model No. 2. *IAWQ Scientific and Technical Report No. 3*. London IAWQ.

HENZE, M., GRADY, C. P. L., Jr., GUJER, W., MARAIS, G. v. R., MATSUO, T. (1987). Activated Sludge Model No. 1. *IAWPRC Scientific and Technical Reports No. 1*. London: IAWPRC.

Imura M., et al. (1993) Advanced treatment of domestic wastewater using sequencing batch reactor activated sludge process. *Wat Sci. Tech.* **28**, **10**, 267-275.

Irvine R. L., Ketchum L. H. (1989) Sequencing Batch reactor for biological wastewater treatment. *Critical Reviews in Environmentan Control*, **18**, 255-294.

Kárpáti et al., 2000 MHT

Kárpáti et. al. 2006 Dunaujváros

Kárpáti, Á. – Kiss, J. – Balaskó, L. (2003) Nitrogéneltávolítás növelése kis KOI/TKN arányú szennyvíz tisztításánál. 38-47. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás szabályozás igénye a hazai gyakorlat néhány példájával. Ismertgyűjtemény No. 4. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 96.

Kárpáti, Á. (2002): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai - I. BOI és nitrogéneltávolítás. – 1-14, II. Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása. 14-27. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 97.

Kárpáti, Á.–Pásztor, I.–Pulai, J. (2004) Nitrogéneltávolítás jelenlegi és távlati lehetőségei a szennyvíz-tisztításban. *VÍZMŰ Panoráma*, XII. (2) 17-22.

Koppe et al. 1999

Kroiss, H. – Svardal, K. (2002) A szennyvíztisztítás ellenőrzésének analitikai lehetőségei. 83-98. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 3. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 98.

- Lewandowski G. A., Baltzis B. C. (1992) Analysis of sequencing batch bioreactors in large scale denitrifying operation. *Chem. Eng. Sci.*, **47**, 2389-2394.
- Ludzack F. J., Ettinger M. B. (1962) Controlling operation to minimize activated sludge effluent nitrogen. *J. Wat. Pollut. Control Fed.* **34**, 920-931.
- Monozlay E. (1995) Nitrifikáció és denitrifikáció vizsgálata, modellezése eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerekben Diplomadolgozat, Veszprémi Egyetem, Kémiai Technológia Tanszék p. 81.
- Műszaki Irányelvek (1984)ua
- Oláh és Mucsy, 2003 Dunaúj
- Rich (1980)ua
- Tam N. F. Y., Leung G. L. W., Wong Y. S. (1994) The effects of external carbon loading on nitrogen removal in sequencing batch reactors. *Wat. Sci. Tech.* **30** (6) 73-81.
- US EPA (1992) Sequencing batch reactors for nitrification and nutrient removal. OWEC Report EPA/832/R-92/002, Washington, p. 115.
- van Dongen et al., 2001 ua
- Vriens L., Van Soest H., Verachtert H. (1990) Biological treatment of malting and brewing effluents. *Crit. Rev. Biotechnol.* **10** (1) 1-46.
- Wanner J., Cech J. S., Kos M. (1992) New process design for biological nutrient removal. *Wat. Sci. Tech.* **25** (4-5) 445-448.
- Wanner J., Grau P. (1989) Identification of filamentous microorganisms from activated sludge. A compromise between wishes, needs and possibilities. *Wat. Res.* **23**, 883-891.
- WUHRMANN, K. (1964). Stickstoff- und Phosphorelimination. Ergebnisse von Versuchen im technischen Maßstab, *Schweiz. Z. Hydrol.* **26**. 520-558.
- Zhao H., Isaacs S. H., Soeberg H., Kümmel M. (1994) A novel control strategy for improved nitrogen removal in an alternating activated sludge process - Part I. Process analysis. /Part II Control developments. *Wat. Res.*, **28**, 521-542.
- Zhao H., Isaacs S. H., Soeberg H., Kümmel M. (1994) A novel control strategy for improved nitrogen removal in an alternating activated sludge process - Part I. Process analysis. / Part II. Control developments. *Wat. Res.*, **28**, 521-542.

4.6 Többletfoszfor eltávolítása

A foszforeltávolítás az állóvizek eutrofizációjának megakadályozása érdekében a kontinentális országokban különösen fontos a szennyvíztisztításnál. A hagyományos eleveniszapos rendszereknél keletkező iszap ugyanakkor a kommunális szennyvizek foszfortartalmának csak a kisebb részét immobilizálja (Pásztor és társai, 2004).

A lakossági szennyvizek tisztításánál már sikerült pontosítani a szennyvíziszap által felvételre nem kerülő ammónium fajlagos mennyiségét. Ugyanez a foszfortartalmat illetően is elvégezhető. Az eleveniszapos tisztításnál keletkező 42-60 g/főd iszap 1,5-2 % foszfort tud felvenni a hagyományos, csak aerob és anoxikus zónákkal rendelkező rendszereknél. Ez azt jelenti, hogy 0,6-1,2 g/főd mennyiséget. A kevesebbet a nitrifikáló, kisterhelésű rendszereknél, többet a nagyterhelésű, arra képtelen telepeknél. Ezzel szemben a szennyvízzel 1,5-2 g/főd mennyiség érkezik a tisztítóba. Az eltávolítás hatásfoka tehát a telepeink döntő részénél 30 % körül alakulna, szemben a mintegy 75-85 %-os igénnyel.

A foszfortöbblet eltávolítására biológiai és kémiai lehetőség egyaránt adódik. A kémiai ráadásul fajlagosan messze olcsóbb, mint az ammónium hasonló kicsapátása. Három kereskedelmi termékkel is biztosítható. A mészhidrátot ezek közül ugyan alkalmazzák néhány helyen, mégsem túlzottan kedvező, hiszen alkalmazásakor a pH-t a 10-es értékig kell növelni, s ilyen lúgos szennyvíz kibocsátását ritkán lehet tolerálni. Ha már semlegesíteni kell az így kezelt vizet, sokkal drágább a megoldás, s a víz sótartalmát s kedvezőtlenül megnövelheti.

Kedvezőbb a vas-III, vagy alumínium-sók alkalmazása a foszfát kicsapására. Ezek ionjai igen oldhatatlan csapadékot képeznek a foszfát ionnal semleges pH-nál is, tehát nem kell további vegyszeradagolás a kicsapáshoz a lakossági szennyvizekben előforduló foszforkoncentrációknál. Kedvezőtlen ugyanakkor a keletkező fémfoszfát és hidroxid iszaphozam növelő hatása. A keletkező szekunder iszapnak az akár 15-25 %-a is lehet. Ennyivel növeli tehát a tisztítás iszaphozamát. Ez a csapadék azután az iszaprothasztás során is megmarad, növelve a rothasztás maradékának a hozamát, illetőleg termékének a szervesetlen anyag hányadát.

Kedvező hatása is van ugyanakkor a vegyszeres iszapnak, mert a vastartalma az anaerob rothasztóban a redukzív környezetben reagál a keletkező kénhidrogénnel, s inert csapadékot

képez vele. Mérgező hatása pedig csak az oldott anyagoknak van, így a szulfid mérgező hatását megszünteti. A vegyszeres foszfor kicsapódás azonban ezzel együtt is drága, ezért a biológiai többletfoszfor eltávolítás az elterjedtebb.

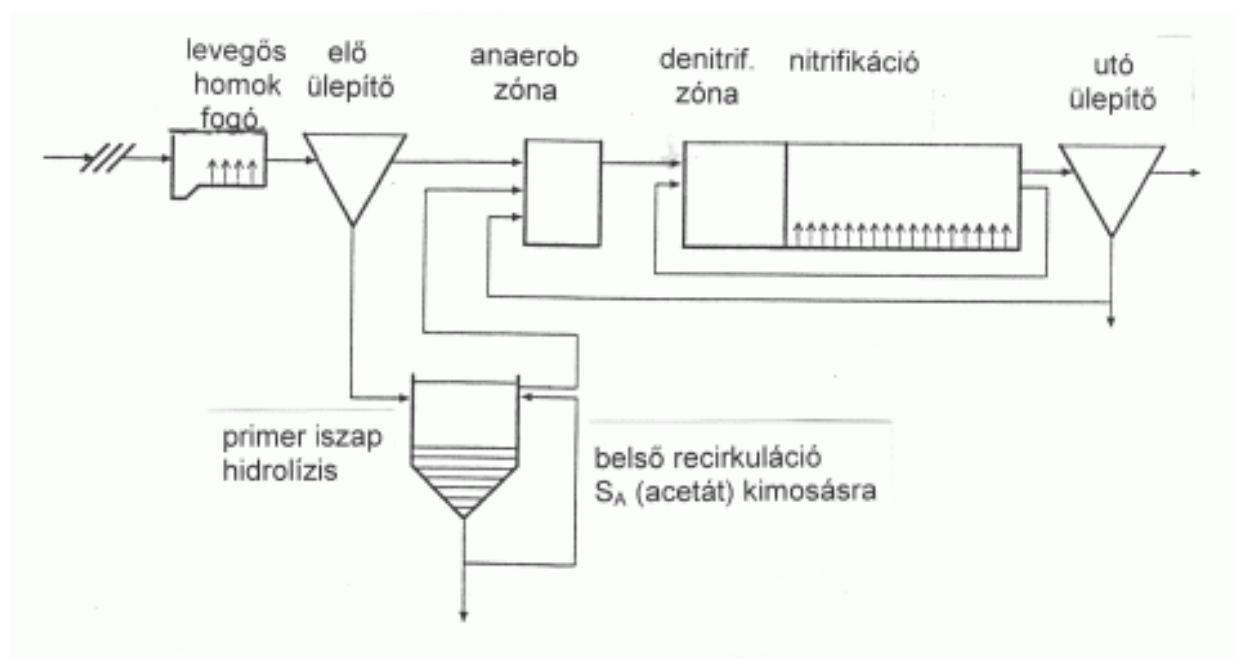
Foszfor biológiai eltávolításának növelése

A többletfoszfor biológiai eltávolításának lehetősége ugyan már több évtizede ismert, pontos mechanizmusa minden részletében ma sem tisztázott. A többletfoszfor akkumuláló herotróf mikroorganizmusok (PAH) szaporodása az autotróf nitrifikálókéhoz hasonlóan viszonylag lassú. Váltakozó anaerob és aerob (vagy anoxikus) körülmények a szelekciójukat elősegítik. Emellett az anaerob szakasz tápanyag-ellátottsága különösen meghatározó. Az utóbbi miatt az anaerob egység mindig a rendszer elejére kerül, hogy szelekciót, vagy foszfor eltávolító kapacitást az acetátban gazdag, nyers szennyvíz tovább növelhesse. A technológiák részletes bemutatásánál az is érzékelhető lesz majd, hogyan igyekeznek esetenként ezt az illósav mennyiséget növelni.

Az aerob fázisban a ciklikus körülmények hatására elszaporodó többletfoszfor eltávolításra alkalmas mikroorganizmusok (úgynevezett poly-P baktériumok) nagy koncentrációban képesek foszfor betárolására a sejtközi állományban poli-foszfát formában (Levin és Shapiro, 1965; van Loosdrecht és társai, 1997; ATV, 1989). Az anaerob fázisban, vagy ciklusban (anaerob környezetben) ugyanakkor a többletfoszfor felvételére képes mikroorganizmusok a betárolt poli-foszfátot depolimerizálják, oldatba engedik, miközben az ebből nyert energiával az acetátból, illó savakból az aerob polifoszfát betároláshoz hasonlóan, szerves tápanyagot tárolnak be a sejteikbe polihidroxibutirát formájában.

A többletfoszfor eltávolíthatóságát ezért a jó BOI, vagy KOI ellátottság, amivel az illósav tartalom, és a fermentáció során keletkező illósav mennyisége is arányos, növeli. A foszforleadást és tápanyagfelvételt, a PAH mikroorganizmusok szaporodását javítja, ha a nyers szennyvíz sejtmembránon keresztül közvetlenül felvehető szerves komponenseinek részaránya nagy. Az ilyen rendszerekben ezért nem célszerű a szennyvíz előüleltetése. Kedvező viszont, ha az anaerob egység előtt a nagy molekulatömegű szerves anyagok aprózódása, hidrolízise bekövetkezik. Nagyszámú mérés alapján feltételezhető, hogy az ilyen foszfor eltávolító megoldásoknál a szükséges illó sav mennyiség mintegy 4-6 mg/mg eltávolítandó többletfoszfor (Anonymous, 1995).

Számos próbálkozás történt koncentrációjának, vagy részarányának a növelésére a szennyvízben. A külső tápanyag adagolás mellett (acetát vagy más rövid láncú szerves savak), a szennyvíz minőségének optimalizálása a nyers szennyvíz hidrolízisének, fermentációjának az optimalizálásával is lehetséges. Az iszap-hidrolízis és fermentáció növelése érdekében előbb a nyers szennyvíz hatékony kiülepítést javasolják, majd az iszap hidrolízisét optimalizálják. Különböző megoldásokat alkalmaztak arra is, elsősorban a primer iszap ülepítését követő fermentációnál, mint ahogy a **31. ábra** mutatja.



31. ábra. Primer iszap hidrolízisének kialakítása a többletfoszfor eltávolítás javítására.

Az üzemi eredmények alapján a hidrolízis hatékonysága ($\eta_{\text{hidrolízis}}$), vagy hozama 10-15 %-ra várható. A denitrifikációra, vagy biológiai többletfoszfor eltávolításra közvetlenül felvehető tápanyag frakciója a teljes oldott tápanyag hányadnak mintegy 70 -90 %-a (Urbain és társai, 1997, Andreasen, 1997). A keletkező, közvetlenül felvehető tápanyag elsősorban rövid szénláncú illó savakból áll, s így a foszfát cseréhez az anaerob zónában az acetáttal azonos hatékonyságú. Külső tápanyag adagolás esetén a tapasztalatok alapján a folyamatos adagolás hatékonyabbnak bizonyult, mint az időszakos acetát adagolás (Witt, 1997).

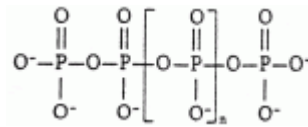
Az elméletileg számítható könnyen bontható szerves tápanyag termelése az előző megoldásnál átlagos szennyvíz minőségre és körülményekre, feltételezve hogy a primer

iszaphozam 40 g lebegő anyag / fő x d, a hidrolízis hatásfoka 12 %, s a keletkező anyag 80 %-a kis molekulatömegű szerves sav. Ilyenkor a naponta egy lakosra számítható illó sav termelése $1 = \text{KOI} : \text{TS}$ arányt feltételezve 4 g KOI / fő x d. Átlagos szennyvízhozammal számolva (250 l / fő x d) ez további 16 mg/l illó sav koncentráció-növekedést jelent. A foszfát fajlagos KOI igényére 20 mg KOI / mg P értéket vehetünk figyelembe. Így a primer iszap hidrolízisnél keletkező illó sav mennyiséggel csak 0,8 mg/l foszfor távolítható el a szennyvízből. Ez az egyszerű számítás is jól mutatja, hogy a primer iszaphoz keletkező kis molekulatömegű illó savak mennyisége viszonylagosan kevés, amiért is a foszfor eltávolítás javítása az ilyen megoldással eléggé korlátozott.

Az ilyen kis molekulatömegű illó savak termelése során, az iszaphoz nitrogén is visszaoldódik a vízbe, ami visszakerülve a főáramba, ott nitrogéntöbbletet jelent. Az így visszakerülő nitrogén mennyisége az üzemeltetési körülmények függvénye, de rendszerint nem haladja meg a nyers víz nitrogén tartalmának a 10-15 %-át (Kárpáti és társai, 2004).

A tápanyagban gazdag, nyers szennyvizet a foszfor-akkumulálók /PAH/ jó szaporodásához elengedhetetlen szerves tápanyag betárolás biztosítása érdekében mindig az anaerob szakaszba kell adagolni. Egyébként az oxigént és nitrátot hasznosító, gyorsabban szaporodó egyéb heterotróf fajok használják fel a gyorsan hasznosítható illó savakat, s ezzel azok dominanciája érvényesül. A többletfoszfor akkumulálók különleges adottságai tehát csak speciális körülmények között érvényesülhetnek, amikor azok ciklikus tápanyag, illetőleg poli-foszfát betároló képességüket érvényesíthetik (Sedlak 1992; Cech et al 1993).

Mindennek az eléréséhez a könnyen felvehető tápanyaggal anaerob zónában jól ellátott eleveniszapot egymást követően anaerob, majd jól levegőztetett tereken / $\text{DO} > 2\text{-}3 \text{ mg/dm}^3$ / kell átvezetni, hogy a lassan szaporodó, többletfoszfor akkumulációjára képes, heterotróf, úgynevezett poli-P fajok elszaporodhassanak. Ezek az aerob ciklusban a többi heterotrófok foszforfelvételének a többszörösére is képesek (felhalmozás a sejtjeikben polifoszfát formájában). A sejten belüli zárványokban kialakuló poli-foszfátok hosszú láncú polimer foszfátok, melyek $(\text{-PO}_3\text{H})_n$ formáját a mikroorganizmus anyagcseréje alakítja ki, s ahol az n mintegy 100 körüli érték. A poli-anion negatív töltéseit különböző kationok semlegesítik (K^+ , Mg^{2+} , Ca^{2+}) (Kornberg, 1995).

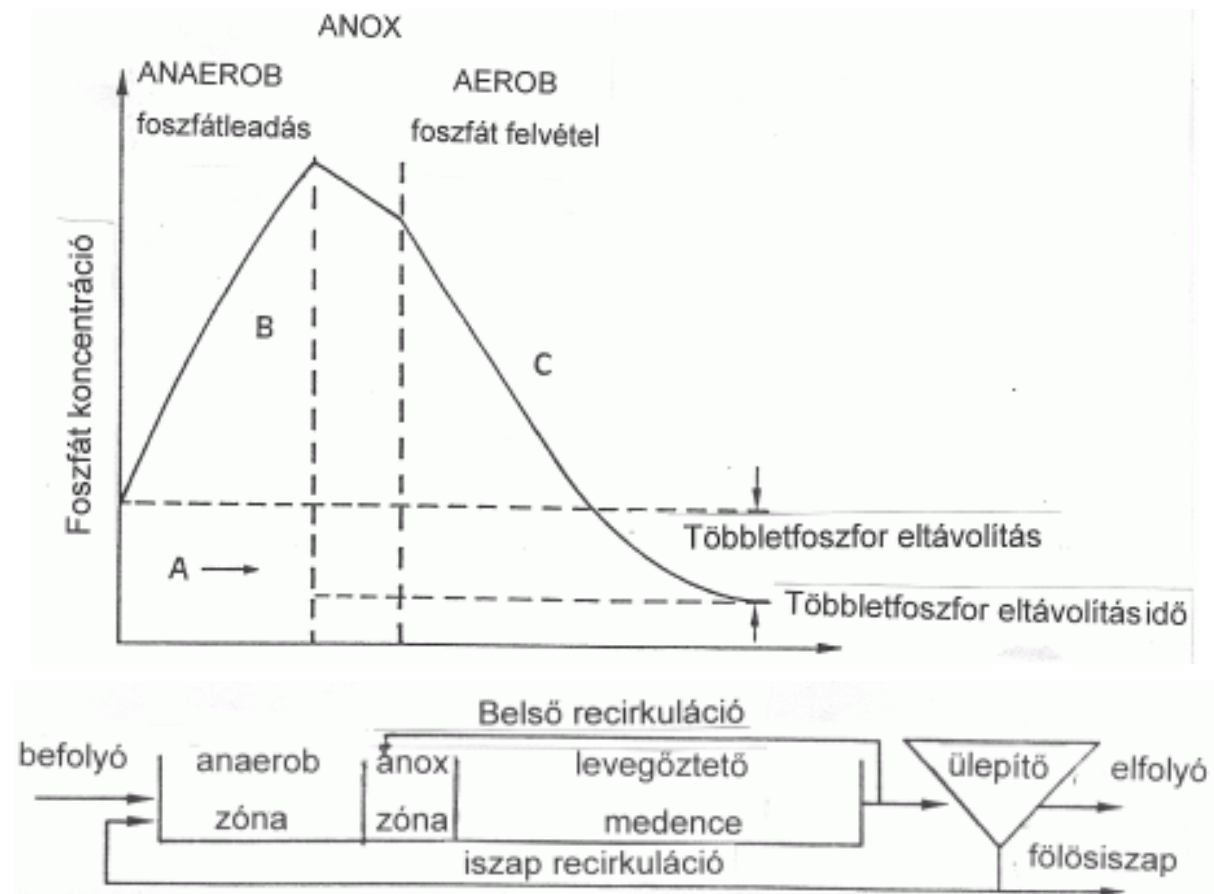


Polifoszfát

A monomer egységek energia gazdag sav-anhidrid kötéssel kapcsolódnak össze, hasonlóan az adenozin-trifoszfát kapcsolódásához (ATP). Ennek megfelelően a poli-foszfát szintézise csak akkor lehetséges a heterotróf mikroorganizmusoknál, ha megfelelő szerves tápanyag áll rendelkezésre energiaforrásként. A szerves anyag oxidációjánál keletkező energia révén lehetséges azután a poli-foszfát kiépítése.

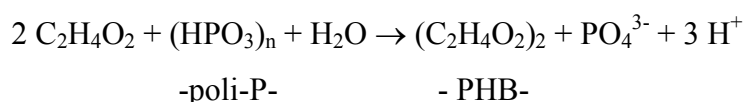
Az anaerob körülmények között a levegőztetés során poli-foszfáttá alakult foszfor egy része depolimerizálódik és mint foszfát oldatba kerül (**32. ábra**). A tisztított elfolyó vízben ettől függetlenül a foszfor koncentrációja lényegesen csökken, mivel az anaerob ciklust követő aerob szakaszban a foszfát újra felvételre kerül, sőt annál is nagyobb mértékben, mint ahogyan az leadásra került az anaerobban. Ezt az anaerob foszfát leadást, mely az aerob foszfát felvétel vagy eltávolítás szükségszerű előzménye, mind az oxigén mind a nitrát jelenléte gátolja. Ennek megfelelően a nitrifikáló szennyvíztisztítóknál a denitrifikációt úgy kell biztosítani, hogy az anaerob térbe visszavezetett folyadékáram nitrát-mentes legyen. Ha ez az előfeltétel csak részlegesen teljesül, szükségszerűen a foszfor eltávolítás is gyengébb hatásfokú lesz.

Mivel az aerob fázisban az iszap több foszfátot vesz fel, mint amennyit az anaerob fázisban lead, a foszfor a keletkező szennyvíziszapban koncentrálódik, s így a többletfoszfor a szennyvíziszappal eltávolítható. Az anoxikus szakaszban a foszfát felvétele rendszerint lassúbb mint az aerobban. A foszfátkoncentrációk: [A] a szennyvízben (befolyó víz), [B] a recirkuláltatott iszaptól leadott foszfát hatására az anaerob szakaszban kialakuló, [C] az eleveniszap foszfátfelvétele.



32. ábra. Biológiai többletfoszfór eltávolításra alkalmas eleveniszapos szennyvíztisztító anaerob foszfát leadása és anoxikus, valamint oxikus foszfát felvétele.

Az anaerob reaktortérben egy sor biokémiai átalakulás játszódik le. Pontos mechanizmusuk jelenleg még nem teljesen ismert. A kizárólagosan aerob poli-P baktériumok anaerob környezetben nem tudnak növekedni. Képesek azonban tápanyag felvételére (acetát), és annak zsírszerű szerkezetű tápanyagként történő tárolására. A bioszintézisnél a poli-foszfát mintegy energiaforrásként hasznosul, miközben az orto-foszfát a folyadékfázisba kerül (Nichols és Osborn, 1979; Wentzel és társai, 1986). A poli-foszfát bomlása az anaerob körülmények között, valamint a betáplálásra kerülő szerves tápanyag szintézise ugyanott a következőképpen írható fel (Henze és társai 1997):



A foszforban gazdag iszap elvételével a hagyományoshoz képest jelentős többletfoszfór mennyiség biológiai eltávolítása válik lehetővé (Öllös 1991; Dobolyi 1992). Ha 5 %

foszfórfelvétel alakul ki az ilyen iszapban, a korábbi számítások alapján a 42 g/főd iszaphozamnál az 2,1 g/főd foszfórfelvételt eredményez. Az ilyen iszap tehát az 1,5-2 g/főd terhelést teljes mennyiségében felveszi, s nem lesz szükség vegyszeres többletfoszfor eltávolításra.

Együttes nitrogén- és foszforeltávolítás eleveniszapos rendszerben

Az utóbbi 30 évben a tudományos felismerések, s az időközben végrehajtott konstrukciós fejlesztéseknek köszönhetően az eleveniszapos rendszerek az előzőeknek megfelelően képessé váltak nemcsak a szerves komponensek és a nitrogénformák, hanem a foszfor eltávolítására is. Az anaerob zóna vagy anaerob időszak beiktatása (térben vagy időben ciklizált folyamatok) az aerob rendszerbe a biológiai többletfoszfor eltávolítás alapfeltétele. Emellett a nitrát eltávolítása érdekében az anoxikus zóna sem maradhat ki a ciklizációból.

A térben ciklizált üzemzemeltetése belül is két jól elkülöníthető tervezési alapelv ismeretes az anaerob fázis beépítését illetően:

- főáramban történő többletfoszfor eltávolítás, melynél a teljes szennyvízmennyiség és eleveniszap tömeg az anaerob körülményeket biztosító reaktortéren keresztül áramlik,
- segéd iszapkörös eljárás, amely a biológiai többletfoszfor eltávolítást fizikai kémiai foszfor kicsapatással kombinálja.

Az utóbbinál a foszfor az eleveniszap segítségével, de végső soron a mellék-áramú körben vegyszeres kicsapatással kerül eltávolításra a többletfoszfor a vízből.

Főáramkörös technológia

A nitrát, ha visszakerül az anaerob térbe, ahol a foszfor leadásának és ezzel egyidejűleg az energiatartalékot biztosító szerves tápanyag szintézisének kell megtörténnie, gátolja azokat a folyamatokat (Schön-Jardin, 2001). Mivel az anaerob ciklusban betárolt tápanyag mennyisége meghatározó a következő, aerob ciklus foszfát-felvételére és polifoszfát betárolására, ilyenkor az aerob foszfor eltávolítás is csökken. Ezért olyan üzemeknél, ahol a nitrifikációnál sok nitrát keletkezik, s abból sok kerülhetne vissza redukció nélkül az anaerob szakaszba, igyekezni kell valamiképpen eltávolítani a nitrátot a visszavezetésre kerülő folyadékáramból, hogy ne zavarja a foszfor eltávolítását.

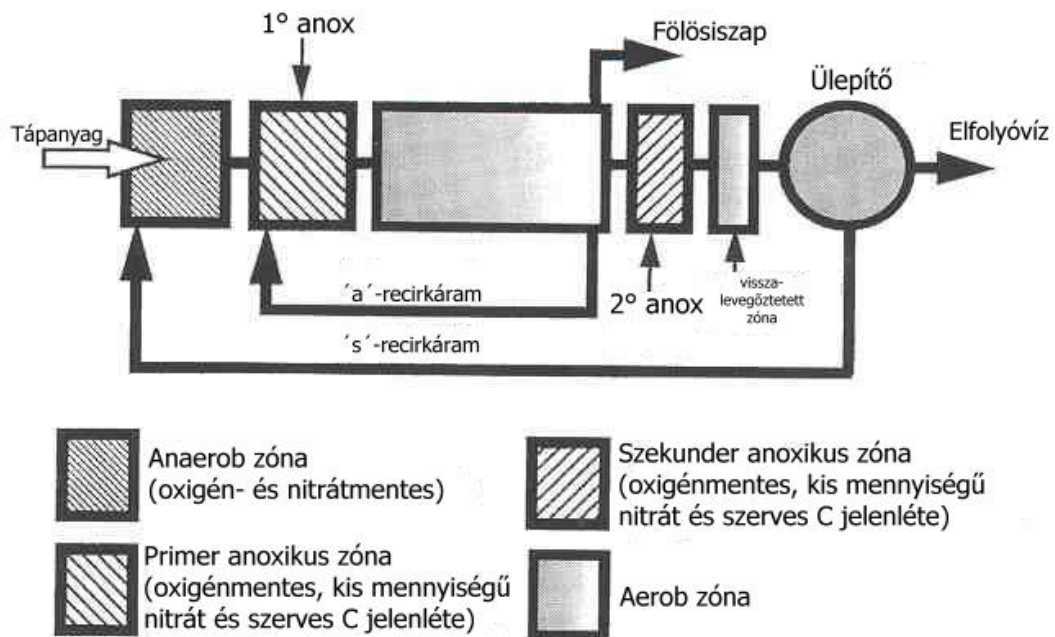
Legvalószínűbb, hogy számtalan tényező együttes hatása érvényesül a foszfát leadás csökkenésében, a nyers szennyvíz összetételéé, valamint a rendszerben kialakuló baktériumflóráé egyaránt. Annak ellenére, hogy a folyamat minden részletében máig sem tisztázott, a hatékony foszforeltávolításhoz szükséges körülmények jól ismertek:

- a többletfoszfor akkumuláló (poly-P, vagy PAH) heterotrófok szelektív elszaporításához szükség van egy anaerob zóna beiktatására, illetőleg abban könnyen bontható szerves tápanyagra, acetátra;
- az anaerob reaktorba jutó szennyvíz nitrát-tartalmát ellenőrizni kell, mivel a denitrifikáló baktériumok azt felhasználhatják az acetát felvételére, csökkentve így a poly-P-baktériumok számára felhasználható tápanyagmennyiséget (ezért a foszforeltávolító rendszerek a nitrogén nagy részét is eltávolítják);
- rendkívül fontos az anaerob környezet szigorú fenntartása az aerob respiráció megakadályozására, ezért vigyázni kell, nehogy a keverésnél fellépő turbulenciával zavaró oxigénmennyiség kerüljön a folyadékfázisba;
- alternáló anaerob / aerob zónák a speciálisan szükséges mikroorganizmus együttes fenntartására.

Habár ezen követelmények döntő részét az üzemi gyakorlat során ismerték fel, a ma működő EBPR rendszerek mind ezeken az elveken alapulnak. A felsorolt igényeket a következő rendszerkialakítással, konfigurációval sikerült a gyakorlatban biztosítani.

Barnard döntő érdemeket szerzett az EBPR rendszer működési követelményeinek meghatározásában, így születhetett meg a **33. ábra** látható Bardenpho-rendszer módosított, ötlépcsős változata, mely Phoredox néven vált ismertté. Felismerte ugyanis, hogy ha a rendszer elejére beiktatnak egy anaerob medencét, a foszfor teljes eltávolítása is nagy biztonsággal lehetséges a tisztításnál. Ebbe az eljárásba ugyanakkor már utódenitrifikációt is épített, ami ebben a formában, a második anoxikus reaktorba történő külső vegyszeradagolás nélkül nem bizonyult túlzottan hatékonynak. A vegyszeradagolást azonban bármikor beindíthatják az üzemeltetők.

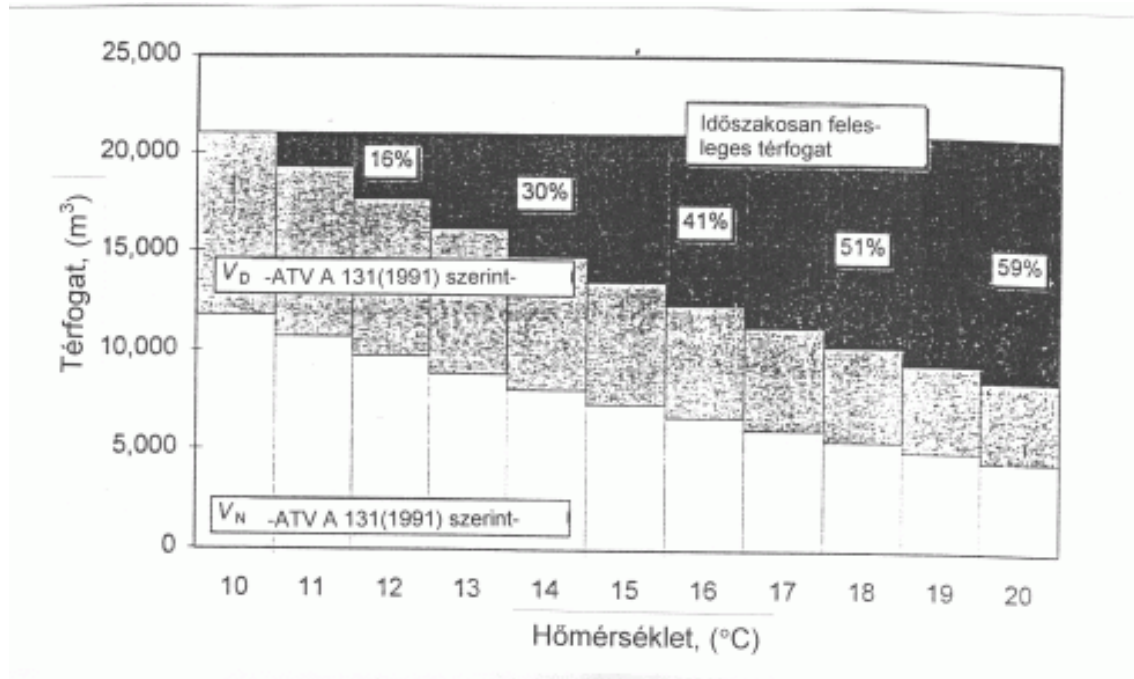
A módosított Bardenpho (Phoredox) eljárás



33. ábra. A módosított (ötlépcsős) Bardenpho-eljárás (Phoredox)

Az anaerob tér méreteinek behatárolására különböző megoldások lehetségesek. Az eleveniszapos szennyvíztisztítás dinamikus szimulációs modelljei, mint például a No.2 (ASM No.2) (Henze és társai, 1995a) is lehetőséget adnak erre. Mellette a németországi tapasztalatok azt bizonyították, hogy a biológiai többletfoszfor eltávolítás tervezésénél az anaerob tér méreteinek meghatározására megfelelő lehet a hagyományos empirikus módszer is (ATV, 1994; Anonymous, 1995).

Az ilyen tervezésnél is persze az anaerob zóna az összes reaktortérfogat szerves része. Az összes szükséges iszaptömeg, vagy térfogat ugyanakkor jelentősen függ a szennyvíz várható hőmérsékletétől. Az aktuális üzemi hőmérséklet függvényében a nitrifikáció / denitrifikáció biztosításához szükséges reaktortérfogat, illetőleg a melegebb időszakban jelentkező többletkapacitás 100000 LEÉ kapacitású eleveniszapos szennyvíztisztítóra számolva a **34. ábra** látható. Ezen az ábrán a biológiai többletfoszfor eltávolításához szükséges anaerob reaktortérfogat a legfelső, mennyiségileg nem jelölt zónába esik. A gyakorlatban legtöbbször nem is vesznek ahhoz igénybe többlet reaktorteret, hanem a kaszkádszerűen kialakításra kerülő anoxikus tér bevezető szakaszát használják anaerob zónaként.



34. ábra. A tisztításhoz szükséges nitrifikáló / denitrifikáló medencetérfogat igény az év folyamán a hőmérséklet változása függvényében (100 000 lakos egyenérték szennyvíztisztító terhelés esetén)

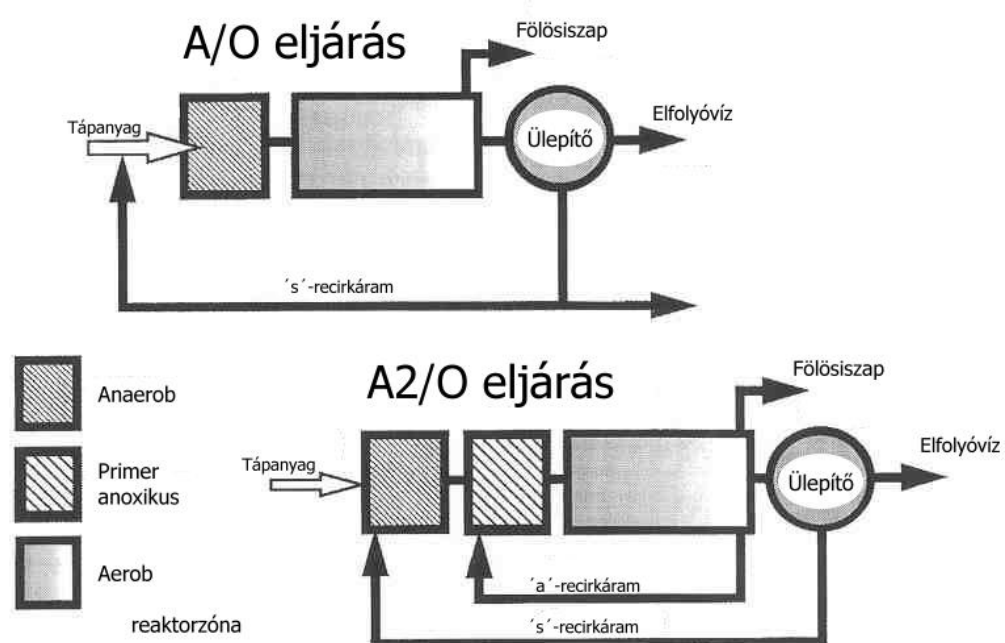
Mint látható a tervezési hőmérséklet (10 °C) feletti hőmérsékleteknél megfelelő szabad térfogat, vagy kapacitás áll rendelkezésre a biológiai többletfoszfor eltávolításra, ami anaerob tér lesz abban az időszakban. Mivel a szennyvíz hőmérséklete a 10 °C hőmérsékletet csak az év 10-15 %-ában éri el, a többi időszakban (az üzemeltetési időszak több mint 80 %-ában) megfelelő többlet anaerob térfogat nem is szükséges az üzemben. Ilyenkor azután a többletfoszfor eltávolítása az anaerob tér leválasztásával teljes hatékonysággal üzemelhet. Az év többi 10-15 %-ában az elfolyó víz foszfor határértékének a biztosítása rendszerint vegyszeres foszfor kicsapatással történik.

Olyan üzemeknél, ahol a szennyvíz összetétele azt célszerűvé teszi, egész évben a biológiai többletfoszfor eltávolítást hasznosítják. Meghatározó tervezési szempont az anaerob térre vonatkozóan ilyenkor annak a hidraulikus tartózkodási ideje, amelynek nagyobb kell lenni 0,8 óránál, de lehetőleg legyen kevesebb 2 óránál. A főáramú biológiai többletfoszfor eltávolításnál 1 mg/literes átlagos elfolyó víz foszfor koncentráció optimális nyersszennyvíz összetétel és üzemeltetési körülmények között biztosítható.

Barnard és munkatársai 1982-ben azt is felismerték, hogy az iszappal a rendszer elejére recirkuláltatott nitrát mennyiségét is minimalizálni kell, hogy elkerüljék a denitrifikációt az

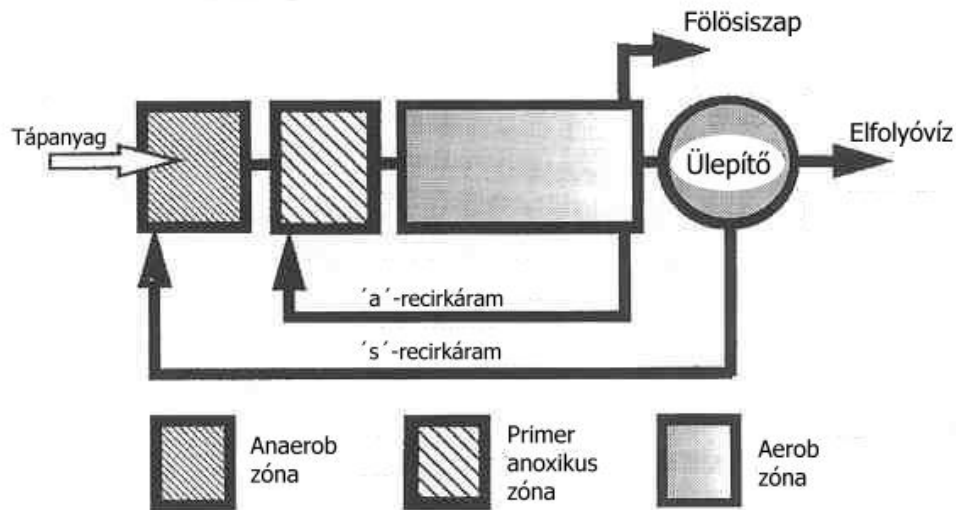
anaerob zónában. Gondoskodni kell viszont illékony savak (pl. acetát) bőséges jelenlétéről, melyet a poly-P fajok hasznosítani, PHB vagy PHA (poli- β -hidroxi-alkanoátok) formájában tárolni képesek. Az acetát vagy már eleve jelen van a befolyó szennyvízben, vagy pedig in situ termelődik a biomassza lebontó reakcióinak fermentációs termékeként. A PAH mikroorganizmusokban a PHA szintetizálásához szükséges energiaigényt azok polifoszfát depolimerizációja szolgáltatja, s ekkor a foszfor ortofoszfát formájában a folyadék fázisba jut. Aerob környezetben ezt a foszfát átalakítást az erre alkalmas mikroorganizmusok pontosan fordított irányban végzik, amikor a PHA lebomlása, oxidációja biztosítja a foszforfelvétel és a polifoszfát szintézis energiaszükségletét.

Sajnos az egyes eljárások szabadalmi tulajdonjoga mögött meghúzódó kereskedelmi érdekek a világ egyes országaiban sokáig akadályt gördítettek az EBPR-rendszerek bevezetése elé, illetőleg késleltették azt – egyszersmind korlátozták annak lehetőségét is, hogy az eljárást eltérő körülmények közt tesztelhessék. Sikeres kísérleteket végzett az Air Products cég az Egyesült Államokban szabadalmaztatott nagy terhelésű Phoredox és a háromlépcsős Bardenpho rendszerekkel (ezeket az eljárásokat a cég A/O és A2/O néven vezette be). A 35. ábra és a 36. ábra látható folyamatábrák egyértelműen megmutatják a hasonlóságukat a fent említett rendszerekkel, és ez még akkor is igaz, ha az eredeti Bardenpho-eljárás hosszú iszapkort tervezett, míg az A/O rendszerek rövidebb iszapkorral üzemelnek.



35. ábra. Az A/O és az A2/O eleveniszapos rendszerek

A háromlépcsős Phoredox eljárás



36. ábra. A háromlépcsős Phoredox eljárás

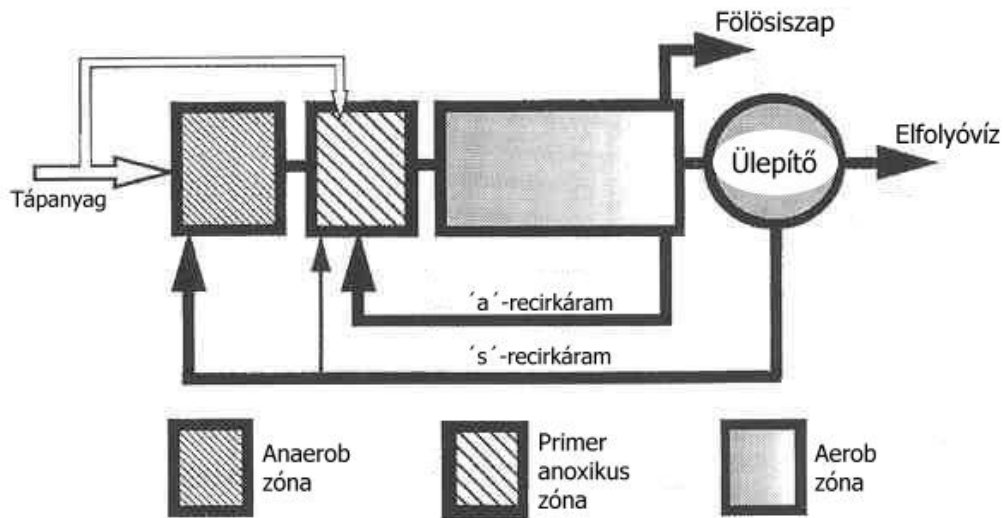
A 36. ábra látható, ún. háromlépcsős Phoredox eljárás tulajdonképpen az eredeti rendszer leegyszerűsített változata, melynél megnövelték a primer anoxikus reaktor térfogatát, s ebből adódóan megnőtt a rendszer denitrifikációs hatékonysága. Egyúttal kiiktathatóvá vált a szekunder anoxikus és aerob zóna, a denitrifikációs kapacitás megnövelése pedig nitrátban szegényebb recirkulációs áramot (ezáltal fokozott biológiai többletfoszfor-eltávolítást) eredményezett.

A nagy könnyen felvehető tápanyag-koncentrációval (RBCOD) rendelkező szennyvizeket tisztító rendszereknél a tapasztalatok szerint kevésbé jelentkezett a nitrát-hatása az anaerob zónában a nagyobb denitrifikációs kapacitásuk miatt. Éppen ezért a mai üzemek a biológiai szennyvízkezelés megkezdése előtt előfermentálást hajtanak végre (melynek eredményeként a szennyvíz feldúsul kis molekulatömegű, foszforcserében jól hasznosítható szerves savakban), ezáltal is elősegítve a foszforeltávolítást.

Barnard (1983) további módosítást javasolt a Phoredox rendszerben, hogy az eljárás hatékonysága akkor se romoljon számottevően, ha a szennyvízzel nitrátot recirkuláltatnak a rendszer elejére, ill. ha ehhez más kedvezőtlen hatás is társul. Ezt a módosított konfigurációt mutatja a 37. ábra. Megjegyzendő azonban, hogy az ilyen rendszerek üzemvitele csak nehézkesen kontrollálható.

A Phoredox eljárás

(módosításokkal a nitrát hatásának minimalizálására)

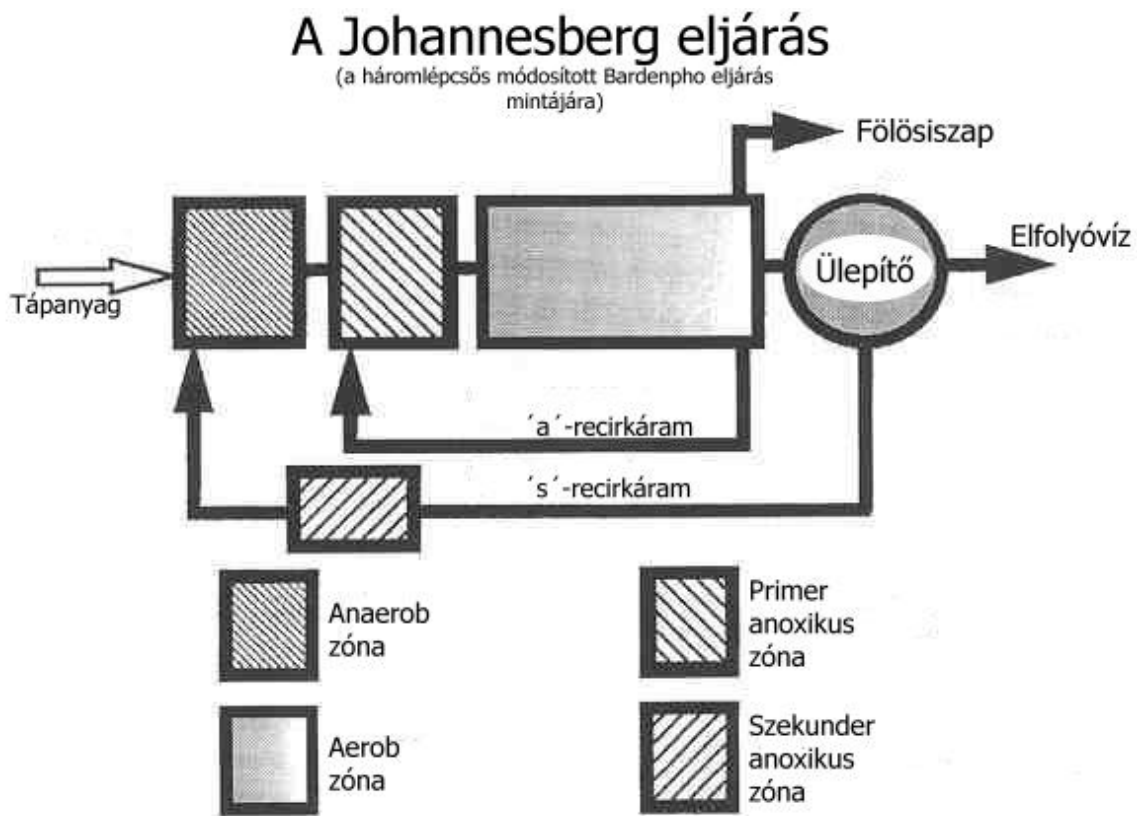


37. ábra. A nitrát-hatás kivédésére kifejlesztett módosított Phoredox-eljárás

Az ún. Johannesberg eljárás (38. ábra) is a Phoredox rendszer alapján került kifejlesztésre, ahol is az volt a tervezők célja, hogy egy, az iszaprecirkuláció vonalán kialakított (eleveniszapos) denitrifikációs reaktorban reagáltassák el a nitrátot.

A medencében fenntartott nagy biomassza-koncentráció is azt a célt szolgálja, hogy a denitrifikáció kellő mértékben végbemenjen. Ezzel viszont a nem levegőztetett zónában olyan mértékű biomassza-szaporulatot sikerült elérni, hogy le lehetett csökkenteni az aerob vagy az anaerob zóna térfogatát. Annak ellenére, hogy ezeket a rendszereket rendben üzembe helyezték a világ számos országában, hatékonyságuk változó.

A Johannesburg rendszernél, illetőleg annak a későbbi módosításainál is szokásos az anaerob medence előtt egy gyakran ugyancsak **szelektornak** nevezett medence beiktatása. Ebben az utóülepítőből visszaforgatott iszap oxigén és nitrát tartalmát kell az anaerob térbe történő bevezetés előtt "elreagáltatni", hogy ott a foszforcserét ne gátolják az annak tápanyagát képező acetát gyors "elégetésével", oxikus, vagy anoxikus felvételével. A szelektornban az oxigénforrások kimerítéséhez belső (endogén), vagy friss szerves tápanyag kell (sejtanyag hidrolízis, vagy érkező szerves szén), valamint megfelelő keverés. Mivel ez a megoldás végül is a foszfor akkumuláló heterotrofok jobb elszaporodását, kellő szelekcióját szolgálja, a megnevezés nem is helyteleníthető.



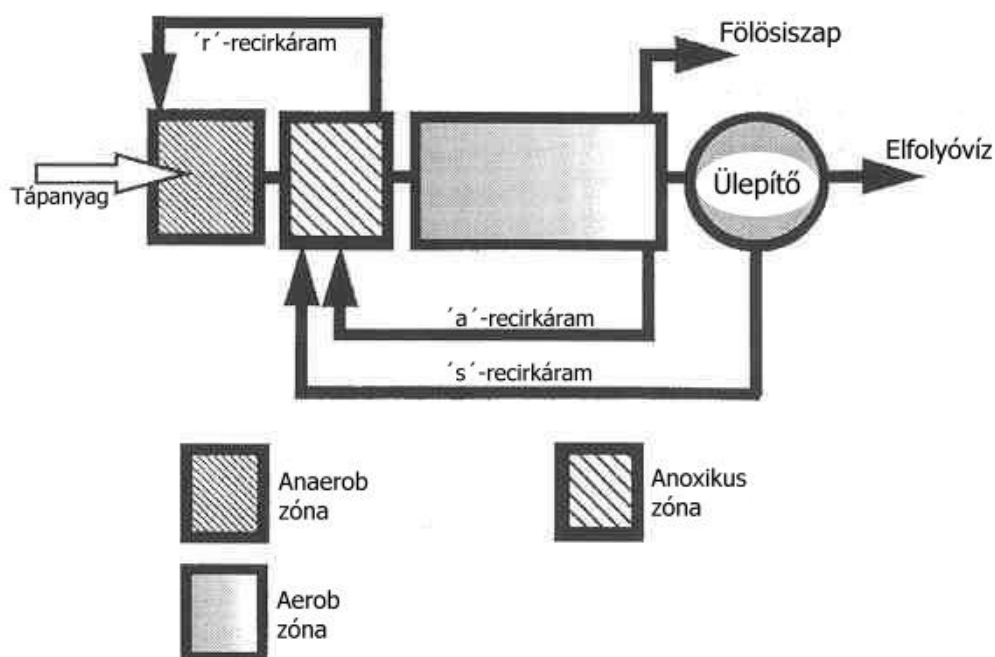
38. ábra. A Johannesburg-eljárás (a háromlépcsős módosított Bardenpho rendszer alapján)

A fent említett céllal került kifejlesztésre a Cape Town-i (Dél-Afrikai Köztársaság) Egyetemen az ún. UCT eljárás is (**39. ábra**). Ebben a konfigurációban a recirkuláltatott iszap előbb az anoxikus medencébe kerül, majd innen történik egy vegyes fázisú recirkuláció az anaerob zónába ('r'-áram). Ezzel az elrendezéssel azt kívánták elérni, hogy az összes recirkuláltatott nitrát biztosan eltávolításra (denitrifikálásra) kerüljön, nehogy az a fővonalon kedvezőtlen hatással legyen az anaerob reaktorban.

Az UTC-eljárást később módosították, s az anoxikus zóna kettéosztásával elérték, hogy külön-külön ellenőrizhetővé vált mind a recirkuláltatott iszap (RAS), mind a vegyes fázisú recirkulációs áram (**40. ábra**). Az ilyen rendszerek az egész világon elterjedtek és sikeresen működnek.

Az UCT eljárás

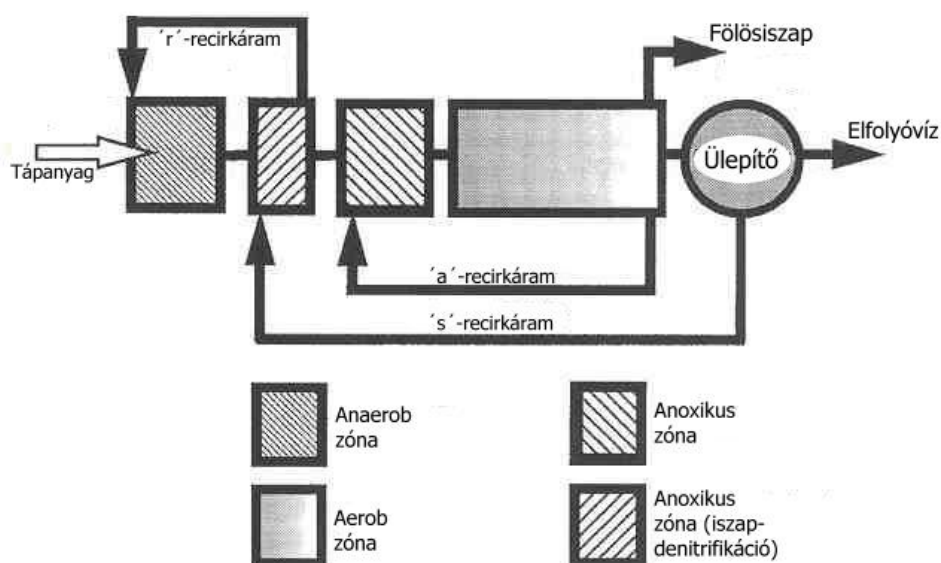
(a háromlépcsős Phoredox eljárás módosított változata)



39. ábra. A University of Cape Town- (UCT-) eljárás
(a háromlépcsős módosított Phoredox rendszer alapján)

A módosított UCT eljárás

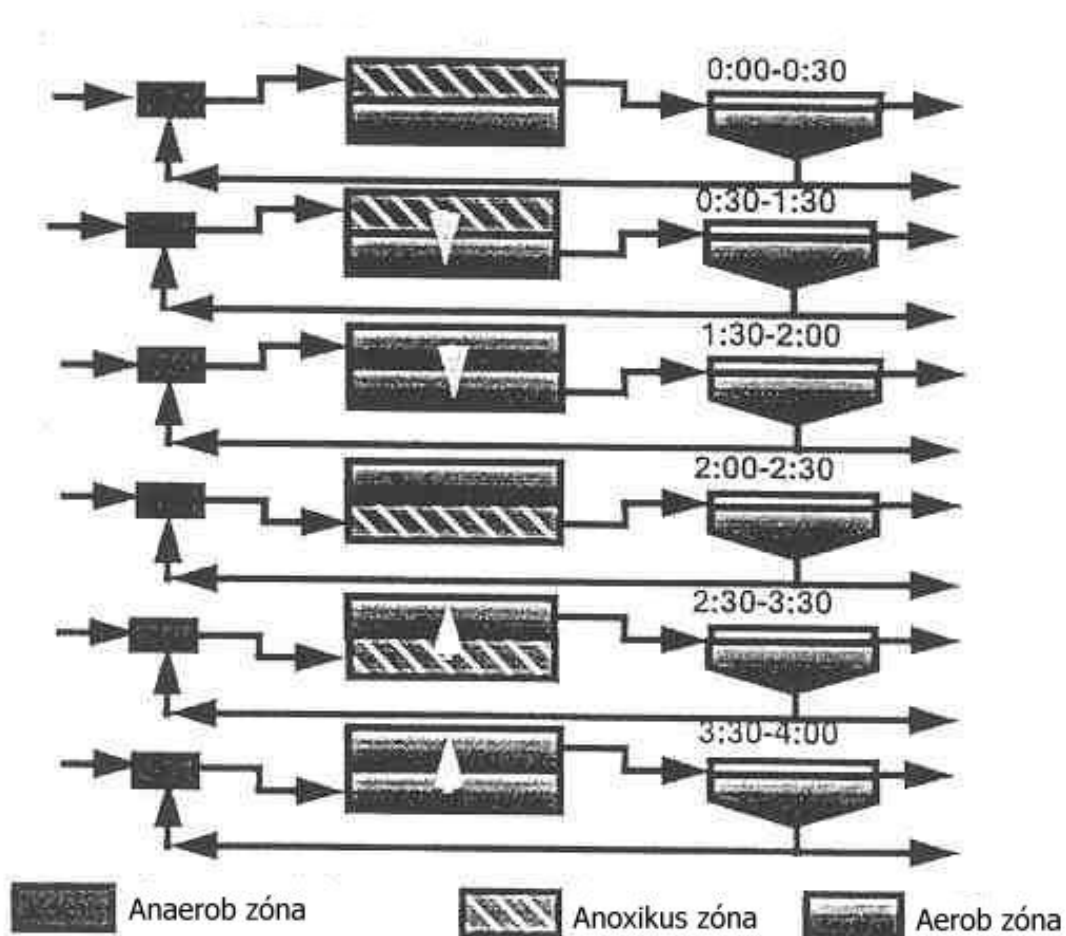
(a háromlépcsős Phoredox eljárás módosított változata)



40. ábra. A módosított UCT-eljárás

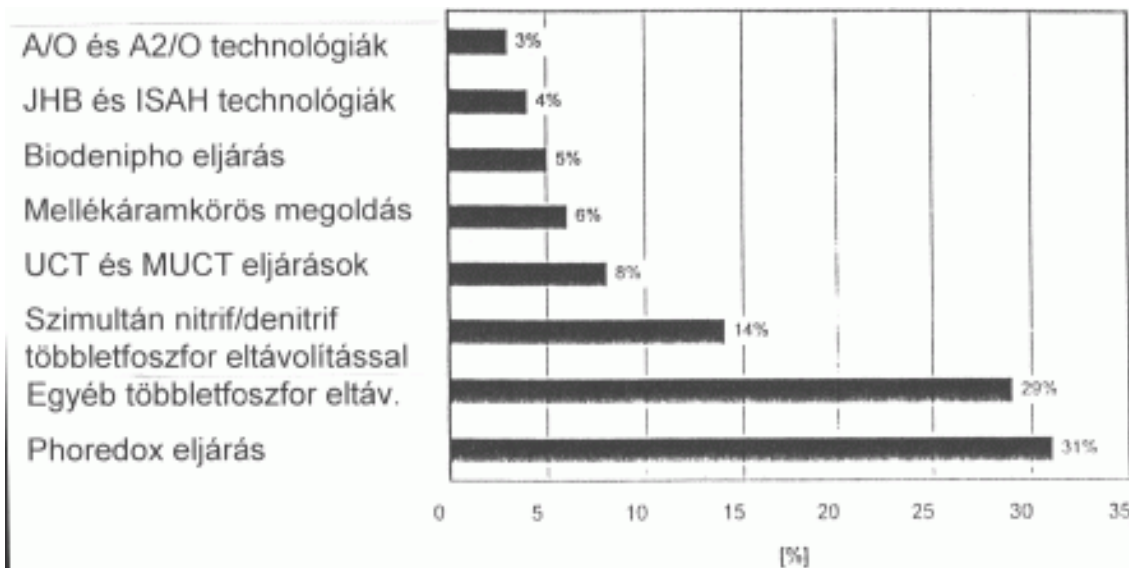
Az egyes üzemkonfigurációk közötti átfedések jól mutatják a tervezés folyamatának folyamatos fejlődését. Az újabb fejlesztés mindig már létező alapra épít, mindig csak kis változásokkal a korábbi, sikeresnek bizonyult változathoz képest. Az eleveniszapos rendszerek fejlődési trendje jól érzékelhető a Bienenitroból kifejlesztett Bienenipho rendszernél (41. ábra). Ez egy anaerob egységgel kibővített Bienenitro, ahol egy anaerob zóna került beiktatásra a rendszer elejére, hogy a többletfoszfor eltávolítását elősegítse.

A Bienenipho eljárás



41. ábra. A Bienenipho rendszer (Megj.: a ciklusintervallumok)

Egy 1994-ben készített felmérés alapján a leggyakrabban alkalmazott többletfoszfor eltávolító eleveniszapos eljárás Németországban a Phoredox, mint az 42. ábra gyakoriság adatai is mutatják (Seyfried és Scheer, 1995).

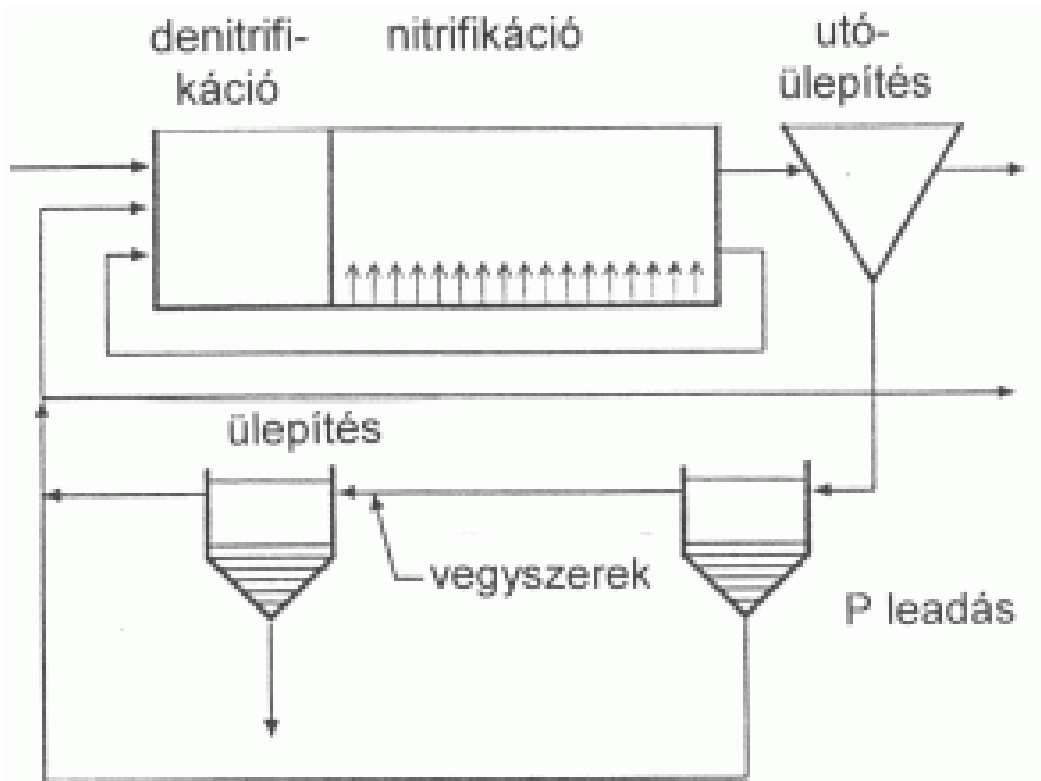


42. ábra. A különböző biológiai foszfór eltávolító technológiák relatív gyakorisága Németországban 1994-ben (Seyfried és Scheer, 1995).

Segédáramkörös technológia

A segédáramkörös biológiai többletfoszfór eltávolítás sematikus folyamatábráját, reaktor elrendezését a 43. ábra szemlélteti. Ilyen folyamatkialakítást alkalmazva a cirkuláltatott iszapnak csak egy része (mintegy 20 %-a) kerül az anaerob reaktorba, a foszfát iszapból történő kivonása (sztrippelés) érdekében. A kevert iszap átlagos hidraulikus tartózkodási ideje a sztripperben 24 óráig is növelhető. Ez alatt az idő alatt az iszap foszfortartalmának döntő részét leadja a folyadék fázisba. Az anaerob sztrippert ülepítő reaktorként üzemeltetve a mikroorganizmusok által leadott foszfát a túlfolyó vízzel a vegyszeres kicsapási lépcsőre kerül, míg a foszforszegény iszap az ülepítő fenekéről visszavezetésre kerül a főáram elejére. Általában kalcium, vagy alumíniumsók használatosak a foszfátok a vizes fázisból történő kicsapására.

A hagyományos sztrippelésen túl, amely a nyers szennyvíznek az anaerob térbe történő bevezetése nélkül történik, a korszerűbb technológiák kialakításánál a nyers szennyvíz egy részét az úgynevezett elősztripperbe vezetik be, hogy az iszap nitrát tartalmát csökkentsék, illetőleg gyorsítsák a jobb tápanyagellátással a foszfát leadását. A mellékáramkörű folyamatok tervezésénél a kísérleti üzemi tapasztalatokat kell figyelembe venni.



43. ábra. Mellék-iszapkörös biológiai többletfoszfór eltávolítás (Phostrip).

A főáramkörös megoldással összehasonlítva a mellékáramkörös biológiai többletfoszfór eltávolítás a tapasztalatok szerint stabilabb és kisebb elfolyó víz foszfortartalmat biztosít. Ezzel szemben az utóbbi megoldásnál a beruházási költségek lényegesen nagyobbak.

Gyakorlati szempontok

Nitrát és oxigén visszaforgatás csökkentése.

A biológiai többletfoszfór eltávolító eleveniszapos rendszereknél a nitrát és oxigén az anaerob térben a foszfát leadás csökkenését okozhatja, mivel a poli-P baktériumok elől a többi heterotróf szervezetek a legkönnyebben felvehető biológiai tápanyagot az oxigén és nitrát felhasználásával elfogyasztják. Amíg oxigén és nitrát van a szennyvízben, ezért nem foszfát leadás, hanem foszfát felvétel történik, a nem poli-P mikroorganizmusok foszfor igényének megfelelő mértékben. Legtöbb esetben ilyenkor azután a végső aerob foszfor felvétel kisebb lesz, rontva ezzel a teljes folyamat többletfoszfór eltávolítását. Meg kell azonban jegyezni, hogy megfelelő foszfát leadását követően már az anoxikus szakaszban is jelentkezik többletfoszfór felvétel, ami bizonyos mértékben hozzájárul a teljes többletfoszfór

eltávolításhoz (Carlsson, 1996; Kuba és társai, 1996). Természetesen ez csakis megfelelő anaerob foszfát leadást követően működik hatékonyan.

A nitrát két forrásból adódhat:

1. Olyan térségekben, ahol a talajvíz nitrát tartalma különösen nagy, a szennyvíz-csatornák infiltrációja miatt a telepre érkező szennyvízben is jelentős nitrát tartalom fordulhat elő.
2. Gyakran az anaerob zónába az utóülepítőből visszavezetett iszappal is kerül nitrát.

A nitrát bevitel jelentősége könnyen érzékelhető, figyelembe véve, hogy üzemi körülmények között minden mg nitrát-N 4-6 mg illó sav (ecetsav, propionsav) felvételét eredményezi. Ha a szennyvíztisztító elfolyó vizében 10 mg/l nitrát-N maradhat (határérték), és az iszaprecirkulációs arány a rendszerben 1 (ami általánosan jellemző a nitrogén eltávolítás esetén), 5 mg/l nitrát koncentrációval ékezik a nyers szennyvíz és a recirkuláltatott iszap keveréke az anaerob térbe. Ez a nitrát visszavezetés 20 - 30 mg/l acetát KOI azonnali felvételét jelenti foszfát leadás létrejötte nélkül.

Hogy az iszap recirkulációjával történő nitrát visszavitelt megakadályozzák, három különböző megoldást alakítottak ki. A Johannesburg eljárásnál a recirkuláltatott iszapot megfelelő ideig anoxikus körülmények között tartják, a nitrát denitrifikációja érdekében. Mivel a visszaforgatott iszapban ilyenkor elhanyagolható mennyiségű tápanyag van csak a denitrifikációhoz, az endogén folyamatoknak kell a szükséges tápanyagot megtermelniük. Ilyen körülmények között a fajlagos denitrifikációs sebesség ezért az iszap denitrifikálóban 0,4-0,8 mg nitrát-N / g iszap szerves anyag x óra. Csak endogén tápanyaggal tehát nagy hidraulikus tartózkodási időre van szükség a Johannesburg eljárás úgynevezett szelektorában.

Az denitrifikáció gyorsítására természetesen a nyers szennyvíz egy részének ebbe a denitrifikálóba történő visszavezetése is szolgálhat. Ezzel csökkenteni lehet a szükséges denitrifikáló reaktor méretét. (Ezt a megoldást egyébként hazánkban is kiépítették számos helyen). Az ilyen technológiai kialakítás esetén elérhető denitrifikációs sebesség a nyers szennyvíz összetételének és a mellékágra vezetett tisztítóba érkező szennyvíz részarányának a függvénye.

A nitrát ilyen kedvezőtlen hatásán túl az anaerob térben az oxigénbevitel is hasonló gátlást eredményez. Az oxigén, mint elektron akceptor hasonlóan kedvezményezett a leggyorsabban hasznosítható szerves tápanyagok heterotróf felvétele tekintetében. Az anaerob térben mintegy 3 g KOI kerül felvételre 1 mg oxigén felhasználásakor. Ennek megfelelően, ha a nyers szennyvíz oxigén koncentrációja 6 mg/l, az iszap recirkulációs aránya 1, akkor 3 mg/l oxigén koncentrációval érkezik a kevert folyadék az anaerob reaktortérbe. Természetesen ez csak akkor igaz, ha a recirkuláltatott szennyvíziszap egyáltalán nem tartalmaz oxigént. Ilyenkor az oxigénbevitel miatt mintegy 10 mg illósav (acetát) KOI kerül felvételre a többletfoszfot nem akkumuláló heterotróf mikroorganizmusok oxigén hasznosítása eredményeként.

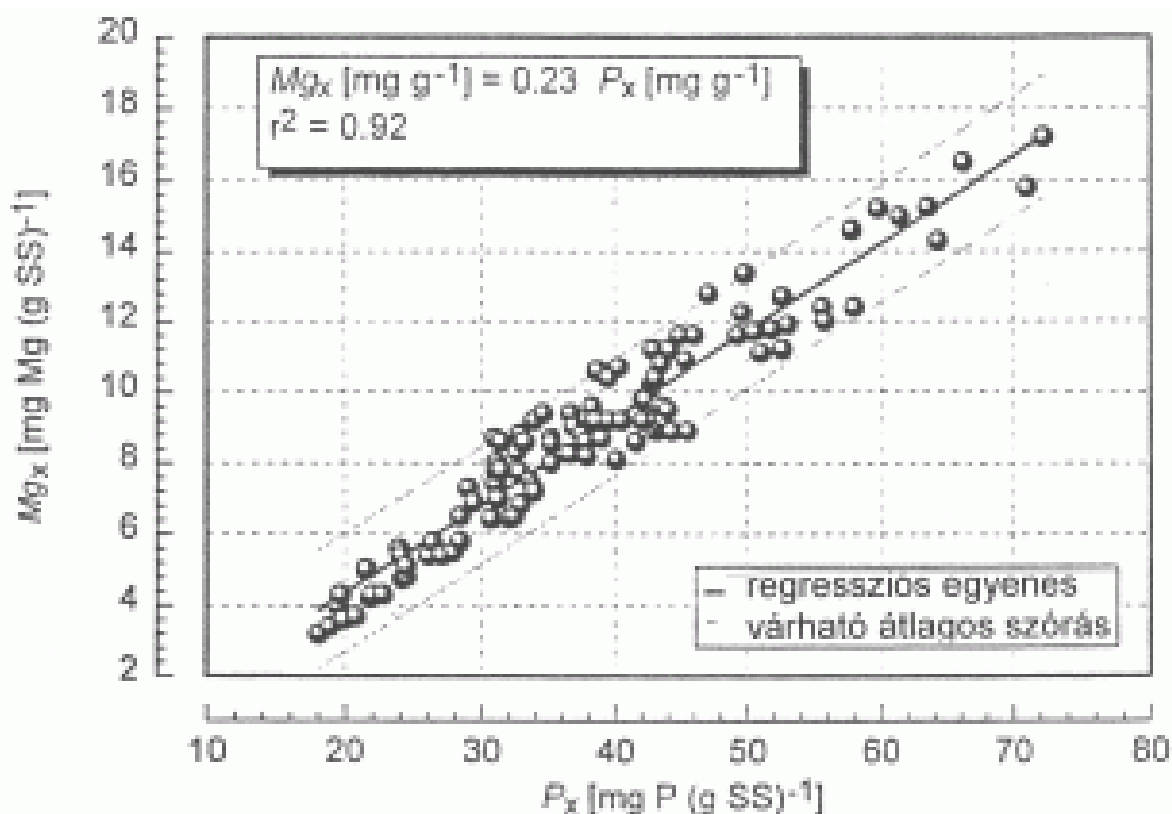
Hogy az anaerob térben kialakuló feltételeket az oxigén bevitel szempontjából is optimalizálják, az oxigén elfogyasztását még az anaerob reaktort megelőzően biztosítani kell. Magában az anaerob térben is el kell kerülni a túlzott turbulencia okozta zavaró oxigénbevittelt, ami többnyire a folyadék bevezetések (szennyvíz, recirkuláltatott iszap) miatt alakulhat ott ki. További lehetőség a centrifugál szivattyúk alkalmazása a csavarszivattyúk helyett az iszap visszaforgatásánál, valamint a levegő bejutásának minimalizálása a levegőztetett homokfogóknál. Az utóbbinál a levegőbevittelt nem javasolják ezért 0,1-0,2 m³/m³óra fajlagos mennyiségnél nagyobbra választani.

Iszaptermelés

A biológiai többletfoszfor eltávolítási eljárásnak gyakran előnyeként említik a kémiai foszfor kicsapatással szemben a kisebb iszaphozamot (ATV, 1998; Witt és Hahn, 1995). Ezt a megállapítást arra alapozzák, hogy a foszfor eltávolításához ilyenkor nem kell vegyszert adagolni. A foszfor eltávolítási módtól függetlenül azonban a foszfát biomaszába történő felvétele is jelent a hagyományos iszapszaporulaton túl további iszaphozam növekedést.

A többlet poli-foszfát felvétele az iszapba szükségszerűen iszaphozam növekedést jelent. A poli-P baktériumok átlagos összetételének megfelelően a minden gramm eltávolított foszfor 3 g iszaptömeg növekedést jelent (Jardin és Pöpel, 1994). Részletes kísérleti vizsgálatok során úgy találták, hogy a többletfoszfor felvétellel jól korrelált a nyers szennyvíz Mg²⁺ és K⁺ koncentrációjának a csökkenésével. Az egyes kationok és a foszfor felvétele, illetőleg a fölösiszap foszfortartalma közötti összefüggés látható a **44. ábra** és a **45. ábra**.

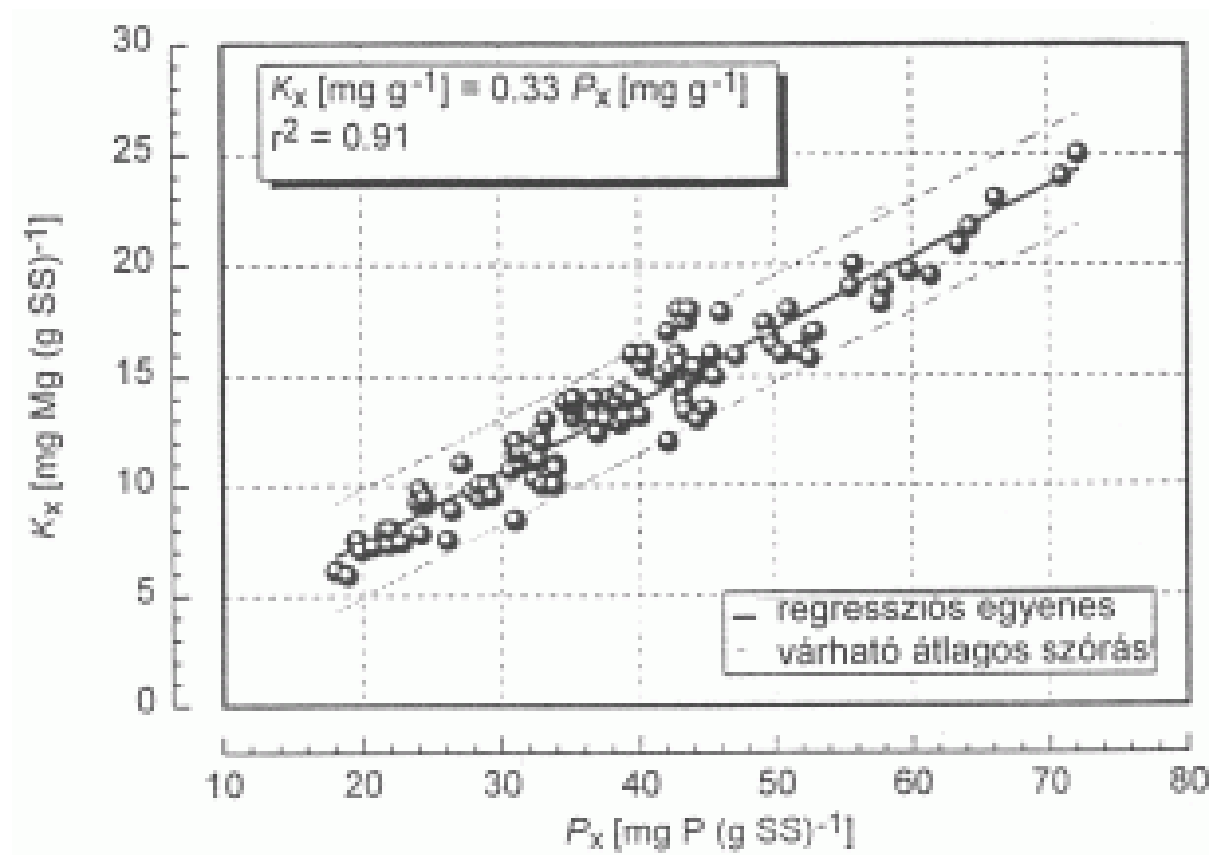
Megfigyelhető az adatokból, hogy 0,3 mól Mg / mól P, illetőleg 0,26 mól K / mól P arány a jellemző. Az idézett tanulmány vizsgálatai során a poli-foszfát képződés volt a megnövelt foszfor eltávolítás meghatározója. Kísérleti üzemi vizsgálatok alapján megállapították, hogy a biológiai többletfoszfor eltávolítás hatása a keletkező iszap fajlagos mennyiségére elsősorban a szerves iszaphányad növekedéséből adódik, ami csak kis mértékű szerves iszaphozam növekedéssel jár együtt. A biológiai többletfoszfor felvétel során ennek megfelelően mintegy 3 g iszap szárazanyag / g P iszaphozam növekmény vehető figyelembe az ilyen megoldásoknál.



44. ábra. A foszfor és magnézium tartalom összefüggése biológiai többletfoszfor eltávolító eleveniszapos rendszer iszajában.

A többletiszap termelés számításához a teljes iszaphozam meghatározása kapcsán egyszerű megoldás javasolható. A nyers szennyvíz fajlagos foszforterhelésére alapozva, ami 2,5 g P / fő x nap, mintegy 0,3 g P / fő x nap foszfor eltávolítást feltételezhető az előüleptítés során. Mintegy 0,5 g P / fő x nap foszfor kerül felvételre az iszap normális szaporodásához. 1,3 g P / fő x nap mennyiséget kell így a biológiai többletfoszfor eltávolítással immobilizálni, hogy a tisztított szennyvíz foszfor koncentrációja 2 mg/l (0,4 g P / fő x nap) alá kerüljön. Az 1,3 g P / fő x nap 3,9 g iszap szárazanyag / fő x nap iszaphozam növekményt eredményez, amely

mintegy 10 % a teljes iszaphozamra vonatkoztatva (a fajlagos iszaphozam a tisztításnál átlagosan 42 g iszap szárazanyag / fő x nap értéknek tekinthető).



45. ábra. A foszfor és kálium tartalom összefüggése biológiai többletfoszfor eltávolító eleveniszapos rendszerek iszapjában.

Foszforleadás az iszapkezelésnél

Az, hogy az iszapkezelés során milyen foszfát leadás következik be, ugyancsak fontos szempont. A mérések azt bizonyították, hogy az iszapleadás és ezzel az iszap visszavitele a főáramba igen jelentéktelen.

A mechanikus iszapsűrítés rövid iszaptartózkodási ideje, mint a centrifugák, szűrők vagy flotálók esetén várható, minimális foszforleadást eredményezhet csak. A kísérleti vizsgálatok szerint a csurgalékvízek foszfor tartalma 90 %-ának a visszavitele (iszapsűrítésről) a biológiai foszfor eltávolító telepek esetén a nyers szennyvíz foszforterhelésére vonatkozóan csak a foszfor 2 % -ának a visszaforgatását jelenti flotálás, 2,2 %-át centrifugálás esetén. A

mechanikus víztelenítéssel szemben a gravitációs iszapsűrítőknél lényegesen nagyobb foszfor visszaforgatás várható, hiszen az utóbbiak sokkal nagyobb, mintegy fél napos átlagos iszap-tartózkodási idővel működnek. Bár a foszfor felszabadulása az iszaptól 2,8 nap alatt 95 %-os, foszfát a túlfolyóvízben ennek ellenére viszonylag kevés. Ettől függetlenül a gravitációs iszapsűrítők meghibásodása (ha pl. flotáció jelentkezik a sűrítőben), olyan függőleges átkeveredést eredményezhet, melynek eredménye azután a foszfor koncentráció növekedése lesz a túlfolyó vízben. Ilyenkor a visszaforgatott foszfor mennyisége is jelentősen nőhet.

A poli-P mikroorganizmusokban tárolt foszfát nagyobb része a mérések szerint az anaerob iszapkezelés során oldatba kerül (Pöpel és Jardin, 1993). Mégis a legtöbb németországi szennyvíztelepen az iszaprothasztó csurgalékvizében vagy elfolyó vizében általában kis foszfor-koncentrációk mérhetők (Seyfried és Hartwig, 1991, Baumann és Krauth, 1991). Néhány telepnél jelentős foszfortartalom került a túlfolyó vízbe, ami a 100 %-ot is csaknem elérhette (Sen és Randall, 1988, Murakami és társai, 1987). Ez azt jelenti, hogy a környezeti feltételek függvényében eltérő lehet a foszfor immobilizációja az iszapfázisban:

- 1 csak a foszfor egy része kerül leadásra a folyadékfázisba az iszapkezelésnél, vagy
- 2 az oldatba kerülő foszfor valamekkora hányada kémiai kötésekkel fém-foszfátként, vagy más mechanizmussal kerül kicsapódásra.

A félüzemi vizsgálatok során bebizonyosodott, hogy az anaerob termofil rothasztásnál a fölősiszapba került polifoszfát csaknem teljes mennyisége hidrolizál. Ettől függetlenül hiába történik meg a foszfor teljes leadása a sejtközi állományból, a foszfornak csak egy része marad oldatban. Ez a nagy különbség a foszfát leadás és a recirkuláló foszfor mennyisége között elsősorban a fizikai kémiai foszfát megkötésnek tulajdonítható, amely a hidrolízissel egyidejűleg következik be a "stabilizáló" reaktorban. A Mg, az ammónium és foszfát struvitként ($\text{Mg}(\text{NH}_4)\text{PO}_4$ - MAP) történő kicsapódása mellett a szennyvíz mosószer-tartalmából eredő zeolitok is hozzájárulnak a foszfát megkötéséhez (Jardin és Pöpel, 1996, Wild és társai, 1996).

Ezeknek a hatásoknak az együttes következménye, hogy az átlagos foszfor visszaforgatás lényegesen kisebb, mint az a polifoszfát hidrolíziséből számítható lenne. Ezért nagy, biológiai többletfoszfor eltávolítást is végző szennyvíztisztítók esetében azok foszfor terhelésére vonatkoztatva a fölős iszap foszfortartalmának visszaforgatása 10 % alatti. Ugyanakkor az ilyen iszapokban a foszfortartalom 2,5 - 3 %. Nem szükséges ezért az iszapvíz

foszfortartalmának csökkentésére további lépéseket tenni a főfolyamat foszforeltávolítási hatékonyságának javítása érdekében. Számos üzem esetén azonban sajnálatosan nagy foszforhányad visszaforgatása figyelhető meg az ilyen biológiai többletfoszfor eltávolításnál, ami elsősorban üzemeltetési problémák eredménye. Hogy ezeknél az üzemeknél a nagy foszfor visszavitel kedvezőtlen hatását a főágon csökkentsék, az iszapvízből célszerű lehet a foszfát vegyszeres kicsapátása.

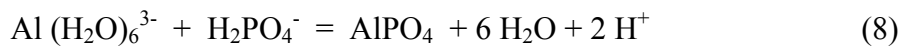
A gyakorlatban elvileg valamennyi foszfát kicsapó vegyszer felhasználható az iszapvíz foszformentesítésére. A gyakorlatban a foszfor kicsapására az alumínium bizonyult a leghatékonyabbnak, átlagosan 80 % feletti oldott foszfát eltávolítással 1 mól Al / mól P vegyszerarányánál. Mészhidrát és vas-só adagolásakor 80 %-os foszforeltávolításhoz mintegy 2 mól Ca / mól P, illetőleg 1,5 mól Fe / mól P kicsapószer túladagolás szükséges.

Vegyszeres foszforeltávolítás

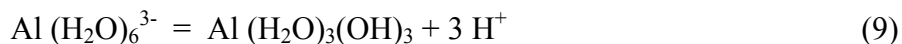
A szerves anyag szennyvíziszappá alakítása során felvételre kerülő foszfor, továbbá az előzőekben részletezett biológiai többletfoszfor eltávolításon túl, a foszfort kémiai úton, a már említett vegyszeres kicsapással is el lehet távolítani. A szennyvizek vegyszeres foszfor kicsapásánál tisztításánál esetében Erre a célra általában a már említett többértékű fémionok, mint vas, alumínium vagy kalcium ionok használatosak. A foszfát ilyen kicsapátása a következő egyenlettel jellemezhető:



Az oldhatósági konstans figyelembevételével a pH függvényében a rendszer mindenkor foszfát koncentrációja kiszámolható. A vassal és alumíniummal történő kicsapásnak a kicsit savas - semleges pH (pH 5-6) kedvez. Kalcium-foszfátnál ilyen pH értéken nem érhető el jó foszfor kicsapás, ezért kalciumvegyület adagolásakor a szükséges vegyszermennyiségre, és a rendszer pH-jára egyaránt ügyelni kell, figyelembe véve a tervezéskor a rendszer puffertkapacitását is. A sav-bázis egyensúlyi állandót aszerint kell figyelembe venni, hogy a foszfát köztudottan dihidrogén-foszfát, vagy monohidrogén-foszfát formájában lehet jelen a semleges pH-val rendelkező szennyvizekben. A foszfát és alumínium reakciója a következő egyenlettel jellemezhető:



A keletkező foszfát csapadékon túl azonban az alumínium ionokból hidroxid csapadék is keletkezik, ami teljes kicsapadási érdekében megfelelő túladagolást igényel:



Mint ahogy az a 8-9. egyenletekből látható, az oldhatatlan foszfát és hidroxid keletkezése mellett a szennyvíz alkalinitása is jelentősen csökken a keletkező hidrogén ionok hatására. A pH csökkenésének mértéke mindig a rendszer puffer-kapacitásának figyelembevételével számolható, és kritikus is lehet, hiszen nitrifikációt végző rendszerekben az ott keletkező további savmennyiség hatására a pH olyan kedvezőtlen tartományba is csökkenhet, amelynél már a nitrifikáció lelassul. Természetesen lúgos hatású kicsapó szereket is használható, pl. nátrium-aluminát, de annak az adagolásánál is vigyázni kell, hogy a rendszer pH-ja ne kerülhessen kedvezőtlen pH tartományba.

A fém-foszfátok keletkezése több lépcsős folyamat. Folyamatának lépcsői a következők: a vegyszer szennyvízbe történő adagolását követően gyors, mindössze néhány perces keverés szükséges a fém- foszfátok nagy sebességű keletkezése érdekében, illetőleg fém-hidroxidok keletkezésének a megakadályozására. Ez a vegyszer bekeverése során megfelelő energia bevitelt igényel, ami általában 10-150 W/m³ körüli érték.

A fém-foszfátok és fém-hidroxidok kialakulását követően a rendszer összetétele függvényében természetesen karbonátok gyors kialakulására is sor kerül. A folyamat további lépcsője a rendszerint negatív felületi töltéssel rendelkező természetes kolloid részecskék semlegesítése (destabilizációja), és ennek eredményeképpen a részecskék nagyobb egységekké történő tömörülése (koagulációja). Hogy a kisebb részecskék jó összetapadása, nagyobb részecskévé történő egyesülése (makroflokkulátumok) lehetővé váljon, a flokkulációs szakaszban már csak sokkal kisebb energia bevitel (keverési intenzitás) engedhető meg. Ilyenkor általában 5 W/m³ fajlagos energiafelhasználás elegendő, míg a hidraulikus tartózkodási idő ebben a szakaszban 20-30 percesre tervezhető. Végül a flokkulált részecskéket megfelelő ülepítő vagy flotáló, netán szűrő alkalmazásával kell eltávolítani a vizes fázisból (ATV, 1992).

Vas(II)-só alkalmazása esetén azt előzetesen vas(III)-á kell oxidálni, hogy a kicsapítás valóban hatékony lehessen. Ez úgy érhető el, ha a vas(II)-sót a levegőztető előtt adagolják a rendszerbe, hiszen a levegőztetés során az vas(III)-sóvá oxidálódik. Az adagolás lehetséges pl. a levegőztetett homokfogóban is, vagy közvetlenül a levegőztető medence előtt, ahol azután gyors vas(II) => vas(III) átalakításra van lehetőség. Ha olyan szennyvízeknél kerül sor a vegyszeres foszforeltávolításra, amelyeknek kicsi az alkalinitása (< 5 mmol), ügyelni kell a nitrifikáció miatt fenntartandó pH értékére. A szennyvíztisztítóból elfolyó tisztított víznek a pufferkapacitásának, vagy alkalinitásának nem ajánlatos 1,5 mmol alatt lenni, hogy a rendszeren belüli helyi pH csökkenés ne okoz káros hatást lehessen. Túlzottan lágú vizeknél általában alumínium-só használata ajánlatos, illetőleg abból is a vegyszer egy része célszerűen a lúgos forma kell legyen.

A gyakorlatban a lúgos alumínium adagolása esetén többször is megfigyelték a nitrifikációs sebesség jelentős növekedését (Fettig és társai, 1996). Ugyanilyen hatást tapasztaltak a hazai poli-alumínium-klorid alkalmazásánál is a debreceni szennyvíztisztítóban 2006 nyarán. A fizikai-kémiai foszfát eltávolítást a szennyvíztisztításban aszerint különböztetik meg, hogy a vegyszer adagolás a medencesor melyik pontján, továbbá a keletkezett csapadék eltávolítása hol történik a szennyvíztisztító rendszerben. Ennek megfelelően a különböző lehetőségek előkicsapátás, szimultán kicsapátás, vagy utókicsapátás néven ismeretesek a szennyvíztisztítás gyakorlatában. Ezek technológiai kialakítását a **46. ábra** mutatja.

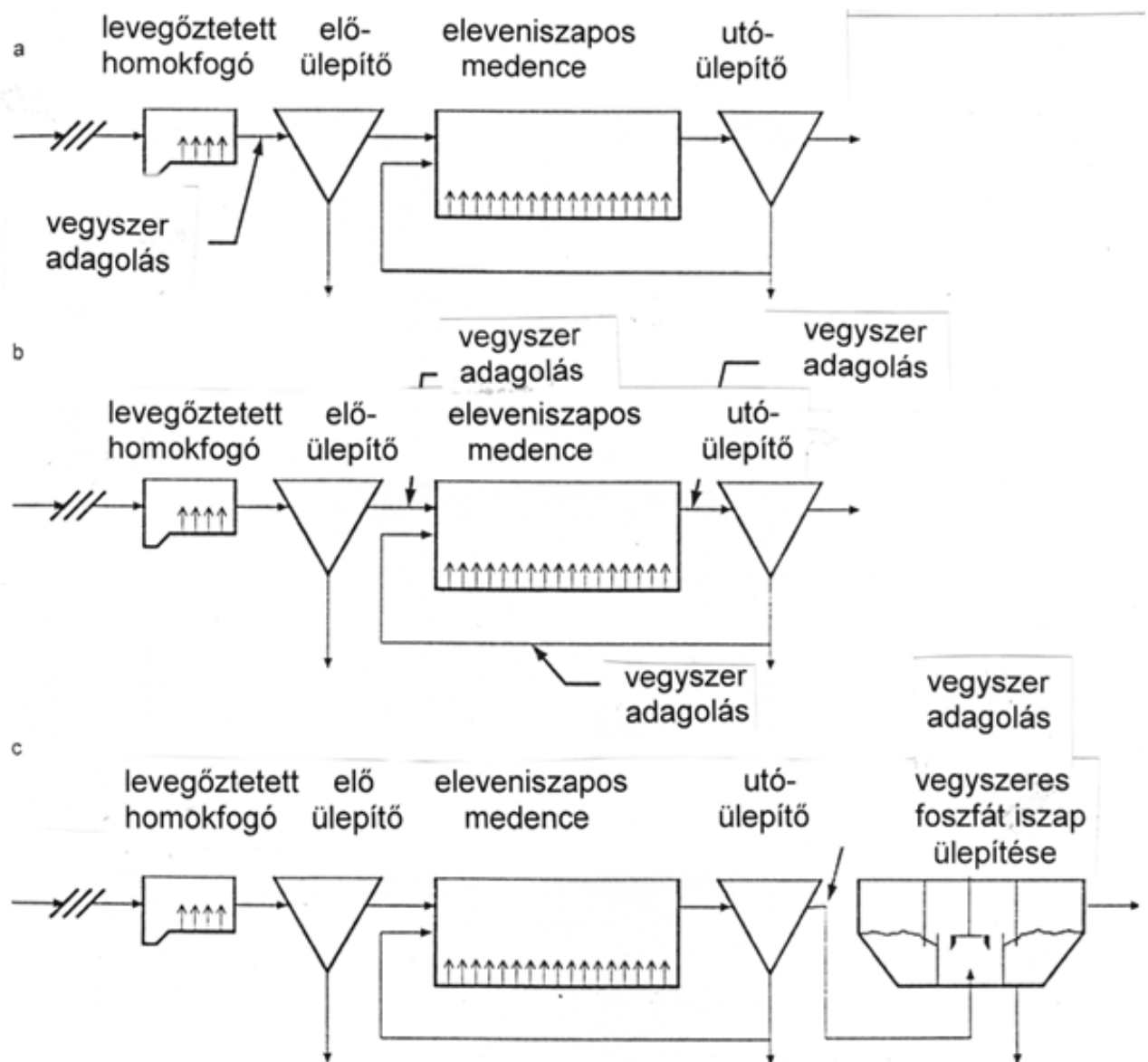
Előkicsapátás

Abban az esetben, ha a foszfátot a tisztítás során előzetesen kívánják eltávolítani a szennyvízből, a vegszert vagy a levegőztetett homokfogó előtt, vagy közvetlenül az előüleptető előtt kell a szennyvízhez adagolni. A **46. ábra** egy ilyen előkicsapátási lehetőséget mutat be.

Az előkicsapátás előnye, hogy azzal egyidejűleg az előüleptető medencében, ahol a vegyszeres foszfát eltávolításra sor kerül, további szerves anyag eltávolítás is várható a vegyszerek hatása következtében. Ilyenkor az előüleptetést követő levegőztető medencénél kisebb fajlagos szerves anyag terhelés, és azzal egyenértékű oxigénigény jelentkezik. Gondot jelenthet az előkicsapátásnál a befejező biológiai lépcsőben a denitrifikáció teljessé tétele, hiszen ilyen esetben nagyobb szerves anyag mennyiség kerül eltávolításra az előüleptetésnél, és a

denitrifikációhoz még kevesebb tápanyag marad a szennyvízben. Néhány eleveniszapos üzemnél az előkicsapátás az iszapindex növekedését is eredményezte, amely esetenként úszó iszap keletkezéséhez vezetett az utóülepítőben.

Előkicsapátás során valamennyi felsorolt vegyszer felhasználható, kivéve a vas(II)-sókat. Ezeket egy előzetes lépcsőben oxidálni kell, hogy kellő hatékonysággal eltávolításra kerülhessenek az előülepítő medencében.



46. ábra. a) előkicsapátás, b) szimultán foszfát kicsapátás, c) utókicsapátás

Szimultán foszforkicsapatás

A szimultán foszforkicsapatás a legáltalánosabban használt módszer a vegyszeres többletfoszfor eltávolításra. A vegyszert rendszerint a levegőtető medencét megelőzően adják az iszaphoz. Lehetséges az is, hogy a fémsókat a recirkuláltatott iszaphoz adagolják. A szimultán kicsapatás technológiai kialakítását a **46. ábra** mutatja.

A kalcium kivételével valamennyi fémsó, ami a táblázatban felsorolásra került, felhasználható a szimultán foszforkicsapathoz. A tisztított elfolyó vízben a szimultán foszforkicsapatás és hatékony utóülepítés esetén 10 mg/l alatti lebegőanyag koncentráció várható, melynek a foszfortartalma 0,2-0,3 mg alatt marad literenként.

Utókicsapatás

Az utólagos foszfor kicsapatás használata a kommunális szennyvizek tisztításánál meglehetősen ritka. Ez három lépésből tevődik össze: vegyszer adagolás, vegyszer elkeverés, és az iszap elválasztása a szennyvízből. Ezt gyakran egyetlen lépcsőbe koncentrálják (**46. ábra**).

Leggyakrabban ilyenkor kalcium-sót, nevezetesen mészhidrátot adagolnak a foszfát kicsapatása érdekében. Rendszerint nincs semmilyen kapcsolat ennél a megoldásnál a biológiai és kémiai foszforeltávolítás között, mivel az utóbbi egy teljesen elkülönített folyamat. Ennek megfelelően, akkor érhetők el kis tisztított víz foszfor-koncentráció értékek, amikor az utólagos fázisszétválasztás is megfelelő.

Abban az esetben, ha a tisztított elfolyó víz foszfát-koncentrációjára nagyon kis értékeket követel meg a hatóság, vagy az előírások, további foszfor-eltávolítás is szükséges lehet. Ezt általában vegyszeres koagulációval, flokkulációval és szűréssel lehet biztosítani. Az elfolyó tisztított víz foszfor-koncentrációja ekkor rendszerint 0,5 mg/l alatt tartható.

Gyakorlati szempontok

A biológiai szennyvíztisztításra gyakorolt hatás

A fizikai-kémiai foszfor kicsapatás az előkicsapatásnál a vegyszer révén növeli az előülepítés szerves anyag eltávolítását, s ilyen értelemben hat a biológiára. A szimultán kicsapatásnál ezzel szemben az adott iszapkor fenntartásához szükséges iszap mennyiségét növeli a rendszerben. Ennek megfelelően a következőket kell a tervezésnél és üzemeltetésnél figyelembe venni:

A fém-hidroxidokkal történő foszfát kicsapatás eredményeként a keletkező iszap mennyisége a biológiai szennyvíztisztítás során megnövekedik. Ennek következményeként az iszapkor csökken. Ez gondot jelenthet a nitrifikációnál, hiszen annál az oxikus iszapkort adott értéken kell tartani, hogy a nitrifikáló mikroorganizmusok ne mosódjanak ki a szennyvíziszapból. A folyamat tervezésénél ez azt jelenti, hogy meg kell növelni ilyen vegyszeres szimultán foszforkicsapatás esetében az iszap tartózkodási idejét, ami vagy a reaktortérfogat növelésével, vagy az iszapkoncentráció növelésével biztosítható.

Szerencsére a vas vagy alumínium adagolásakor a szimultán kicsapatásnál a keletkező iszap idexe általában csökken, ülepedése javul. Az utóülepítőt illetően ez azt jelenti, hogy nagyobb lebegőanyag- és folyadékterheléssel üzemeltethető az utóülepítő, illetőleg magában az eleveniszapos medencében is megnövelhető az iszapkoncentráció. Ez azt eredményezi, hogy általában ilyenkor mégsem szükséges megnövelni a reaktortérfogatot.

A vegyszer adagolása az eleveniszapos tisztítás során ugyanakkor a nitrifikálók aktivitásának a csökkenését eredményezheti a tapasztalatok alapján. Különösen vas(II)-szulfát adagolása okoz nitrifikáció csökkenést. Ilyen esetre a nitrifikáció mintegy 35 %-os csökkenését tapasztalták a korábbi vizsgálatok során (Höbel, 1991). Másrészt a szimultán vegyszer-felhasználásnál a vas(III)-só (FeCl_3) javíthatja a nitrifikációs sebességet, mintegy 40 %-os mértékben.

Mint a 8. és 9. egyenletek alapján látható, a fémsók adagolása rendszerint csökkenti a szennyvíz puffer-kapacitását, amely nitrifikációnál olyan mértékű pH csökkenést is eredményezhet, hogy jelentősen fékezi a nitrifikációt. Az alkalinitás változása (ΔAlk) a következő képlettel számolható:

$$\Delta\text{Alk} = 0,11 S_{\text{Al}} - 0,04 S_{\text{Fe2}} - 0,06 S_{\text{Fe3}} \quad (10)$$

A gyakorlati tapasztalatok azt mutatták, hogy az alkalinitás egy szennyvíztisztítás során nem csökkenhet olyan mértékben, hogy a tisztított elfolyó vízben annak értéke 1,5 mmol/l alá kerüljön. Ez azért fontos, mert ha ilyen értékig csökken, előfordulhat, hogy a levegőztető medencében, ahol a nitrifikáció a sav döntő részét termeli, a pH kritikus tartományba esik, ami lefékezheti a nitrifikációt. Olyankor, ha lágy szennyvizek eleveniszapos nitrifikációjára, denitrifikációjára kerül sor, meszet vagy nátrium-hidroxidot célszerű adagolni a vízhez, a kívánt alkalinitás biztosítására.

Iszaphozam növekedés

A fém-foszfátok és hidroxidok mellett egyidejűleg a vegyszer a szerves kolloidok koagulációját is eredményezi. A szerves anyag kicsapódása ebben az esetben attól függ, hogy milyen mennyiségű szűrhető lebegőanyag érkezik a szennyvízzel a vegyszer adagolási pontjához. A szimultán foszforkicsapítás esetén a szerves anyag eltávolításának mértéke átlagosan mintegy 10 %-kal növekszik. Ezt a többlet mennyiséget figyelembe véve, az átlagos iszaphozam növekedés (TS) a vegyszeres foszforkicsapítás esetén a következő:

Vas adagolásakor: $\Delta TS = 7,1 \text{ g TS / g P}$ illetőleg $\Delta TS = 2,52 \text{ g TS / g Fe}$

Alumínium felhasználásánál: $\Delta TS = 5,57 \text{ g TS / g P}$ illetőleg $\Delta TS = 4,26 \text{ g TS / g Al}$

Feltételezve, hogy naponta egy lakos többlet-foszfor kibocsátása körülbelül 1,3 g, amit vegyszeresen kell eltávolítani, mivel csak a többit lehetett a biológiai szennyvíztisztítással eltávolítani, a vegyszeres foszforkicsapítás eredményeként 9,2 vas 7,2 g iszapmennyiség növekedés várható a tisztításnál a vegyszeres foszforkicsapításból lakosonként naponta a vas, illetőleg az alumínium adagolásnál. Az átlagos napi 42 g iszap szárazanyag / fő x d mennyiséggel számolva, a szennyvíztisztításnál az iszaphozam növekedés 22, illetőleg 18 % vas-, valamint alumínium-só felhasználásakor. Más oldalról számolva vasra a fajlagos iszaphozam növekedés 2,5-3 g iszap szárazanyag / g hozzáadott vas értéknek adódott, amikor a vegyszerkicsapítást előkicsapításként alkalmazták. Alumíniummal ilyenkor a fajlagos értékek közelítőleg 4-5 g iszap szárazanyag / g Al.

Skandináviában, ahol a vegyszeres foszforkicsapítást nagyon széles körben alkalmazzák, de általában nagyobb dózissal, hogy a lebegő szerves anyagnak is nagyobb részarányát távolíthassák el az előkicsapítással, a fajlagos iszaphozamok lényegesen nagyobbak.

Odegaard és Karlsson (1997) részletes üzemi vizsgálataik alapján a nagy norvég szennyvíztisztítókra mintegy 3,6 g összes iszap szárazanyag / g vas, és 7 g összes iszap szárazanyag / g Al átlagos értékeket kaptak.

Abban az esetben, ha csak kémiai foszfor-eltávolítás történik a szennyvíztisztítás során, 6,5-8 g iszap szárazanyag / g P iszaphozam növekedés számolható vas, és 5-6,6 g iszap szárazanyag / g P alumínium felhasználásakor.

A foszfát kémiai kicsapathoz szükséges vegyszerdózist az alkalmazott fémsó Al, vagy Fe atomjainak és a kén atomsúlyának megfelelően is ki lehet számolni. Egy gramm foszfor ($M=32$) vas-III ($M=56$) sóval történő kicsapathoz (FePO_4) minimálisan 56/32 g Fe (III)/g foszfor szükséges. Ennek a gyakorlatban inkább a másfélszeresét kell adagolni, mert közben a hatóanyag egy része Fe(OH)_3 formájú csapadékot is képez, ami vegyszerveszteség. A biztonsági dózis tehát 2,5 g Fe (III)/g P körül van. A vas(III)-szulfát esetében a vasra számított ár mintegy 0,4 - 0,5 Ft/g Fe. A foszfor vegyszeres kicsapathozásának a fajlagos költsége tehát 1 - 1,25 Ft/g P. Ez a fajlagos persze a foszfor koncentrációjának a csökkenésével nő, hiszen itt is érvényes, hogy az eltávolítás mélységével a fajlagos költség nő (itt egyre több vas képez hidroxidot a céltermék foszfát helyett).

Hivatkozások

- ANDREASEN, K., PETERSEN,G., THOMSEN.H., STRUBE,R. (1997), Reduction of nutrient emission by sludge hydrolisis, *Water Sci. Technol.* **35**, 79-85.
- ANDREASEN, K., PETERSEN,G., THOMSEN.H., STRUBE,R. (1997), Reduction of nutrient emission by sludge hydrolisis, *Water Sci. Technol.* **35**, 79-85.
- Anonymous (1995). Vermehrte biologische Phosphorelimination in der Abwasserreinigung - Abschlussbericht einesErfahrungsaustausches deutschsprachiger Hochschulen. *Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung*. Heft 19. Gladbeck: Oswald-Schulze-Stiftung.
- Anonymous (1995). Vermehrte biologische Phosphorelimination in der Abwasserreinigung - Abschlussbericht einesErfahrungsaustausches deutschsprachiger Hochschulen. *Mitteilungen der Oswald-Schulze-Stiftung*. Heft 19. Gladbeck: Oswald-Schulze-Stiftung.
- ATV (1989). Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2. 6. 6: Biologische Phosphorentfernung. *Korrespondenz Abwasser* **36**. 337-348.
- ATV (1989). Arbeitsbericht der ATV-Arbeitsgruppe 2. 6. 6: Biologische Phosphorentfernung. *Korrespondenz Abwasser* **36**. 337-348.
- ATV (1994). Biologische Phosphorentfernung bei Belebungsanlagen. *Merkblatt M 208*. Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e.V.
- ATV(1992). ATV-Arbeitsblatt A 202: Verfahren zur Elimination von Phosphor aus Abwasser. Hennef: Gesellschaft zur Förderung der Abwassertechnik e. V.
- Barnard (1983
- BAUMANN, P., KRAUTH, K. H. (1991). Untersuchung der biologischen Phosphatelimination bei gleichzeitiger Stickstoffelimination auf Kläranlage Waiblingen. *Korrespondenz Abwasser* **38**. 191-198.
- CARLSSON, H. (1996). Biological Phosphorus abd nitrogen removal in a single sludge system. Thesis. Dept. of Water and Environmental Ebngineering. Lund University, Sweden.
- Cech et al 1993
- Dodolyi E.(1992) Biológiai tápanyag-eltávolítás (nitrogén és foszfor) szennyvízből. OMIKK, Környezetvédelmi füzetek 1992/16, Budapest, p. 32.
- FETTIG,J., MIETHE,M, KASSEBAUM, F(1996), Coagulation and precipitation by an alkaline aluminium coagulant, Proc. 7th Gothenburg Synposium, pp. 107-117. Heidelberg: Springer-Verlag

HENZE, M., GUJER, W., MINO, T., MATSUO, T., WENTZEL, M. C., MARAIS, G. V. R. (1995a). Activated Sludge Model No. 2. IAWQ *Scientific and Technical Reports*. No.3 .London: IAWQ.

HENZE, M., HARREMOES, P., LA COUR, C., JANSEN, J., ARVIN, E. (1997). *Wastewater Treatment, Biological and Chemical Processes*. P.95. Berlin, Heidelberg. New York: Springer
Höbel, 1991

JARDIN, N., PÖPEL, H. J. (1994). Phosphate fixation in sludges from enhanced biological P-removal during stabilization. in: *Chemical Water and Wastewater Treatment III*. (KLUTE, R., HAHN, H. H., Eds.) 353-372. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag.

JARDIN, N., PÖPEL, H. J. (1996). Behavior of waste activated sludge from enhanced biological phosphorus removal during sludge treatment. *Water Environ. Res.* **68**. 965-973.

Kárpáti, Á. - Pásztor, I. – Pulai, J. (2004) Nitrogéntávolítás jelenlegi és távlati lehetőségei a szennyvíztisztításban. 46-56. Szerk.: Kárpáti, Á. A víz és a szennyezők hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire távlataira. Tanulmánygyűjtemény No. 9. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 92.

KORNBERG, A. (1995). Inorganic polyphosphate: toward making a forgotten polymer unforgettable. *J. Bacteriol.* 177. 491-496.

Koroknai

KUBA, T., VAN LOOSDRECHT, M. C. M., HEIJNEN, J. J. (1996). Effect of cyclic oxygen exposure on the activity of denitrifying phosphorus removing bacteria. *Water Sci. Technol.* **34**. 1-2. 33-40.

LEVIN, G. V., SHAPIRO, J. (1965). Metabolic uptake of phosphorus by wastewater organisms. *J. Water Pollut. Control Fed.* **37**. 800-821.

MURAKAMI, T., KOIKE, S., TANIGUCHI, N., ESUMI, H. (1987). Influence of return of flow phosphorus load on performance of the biological phosphorus removal process. In: *Biological Phosphate Removal from Wastewaters* (Ramadori, R., Ed.) pp 237-247. Oxford: Pergamon Press

NICHOLLS, H. A., OSBORN, D. W. (1979). Bacterial Stress, a prerequisite for biological removal of phosphorus. *J. Water Pollut. Control Fed.* **51**. 557-569.

ODEGAARD, H., KARLSSON, I. (1994) Chemical wastewater treatment – value for money, in *Chemical Water and Wastewater Treatment III* (Klute, R. – Hahn, H. H. Eds.) pp. 191-209. Berlin, Heidelberg: Springer-Verlag

Öllös 1991;

Pásztor, I. – Pulai, J. – Kárpáti Á. (2004) Foszforeltávolítás lehetősége és távlatai a szennyvíz-tisztításnál. 69-81. Szerk.: Kárpáti, Á. A víz és a szennyezők hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire távlataira. Tanulmánygyűjtemény No. 9. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 92.

PÖPEL, H. J., JARDIN, N. (1993). Influence of enhanced biological phosphorus removal on sludge treatment. *Water Sci. Technol.* **28**. 1. 263-271.

Schön, G. – Jardin, N. (2001) Foszforeltávolítás a szennyvíztisztításnál. 63-102. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei - Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 102.

Sedlak R. (1992) Phosphorus and Nitrogen Removal from Municipal Wastewater - Principles and Practice 2nd ed., Lewis Publisher, New York, p. 240.

SEN, D., RANDALL, C. W. (1988). Factors controlling the recycle of phosphorus from anaerobic digesters sequencing biological phosphorus removal systems. *Hazard. Ind. Waste* **20**. 286-298.

SEYFRIED, C. F., HARTWIG, P. (1991). Grosstechnische Betriebserfahrungen mit der biologischen Phosphorelimination in den Klärwerken Hildesheim und Husum. *Korrespondenz Abwasser* **38**. 185-191.

SEYFRIED, C. F., SCHEER, H. (1995). Bio-P in Deutschland. *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover*. Heft 92.9/1-9/26.

URBAIN, V., MANEM, J., FASS, S., BLOCK, J.- C. (1997). Potential of *in situ* volatile fatty acids production as carbon source for denitrification. *Proc. 70th WEFTEC Conf.* Vol. 1. Part II. pp.333-339. Water Environment Federation. Alexandria, VA.

VAN LOOSDRECHT, M. C. M., HOOIJMANS, C. M., BRDJANOVIC, D., HEIJNEN, J. J. (1997). Biological phosphate removal processes. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **48**. 289-296.

WENTZEL, M. C., LÖTTER, L. H., LOEWENTHAL, R. E., MARAIS, G. V. R. (1986). Metabolic behavior of *Acinetobacter* spp. In enhanced biological phosphorus removal - a biochemical model. *Water SA* **12**. 209-224.

WILD, D., KISLIAKOVA, A., SIEGRIST, M. S. (1996). D-fixation by Mg, Ca and zeolite during stabilization of excess sludge from enhanced biological P-removal. *Water Sci. Technol.* **34**. (1-2) 391-398.

WITT, P. CH., HAHN, H. H. (1995). Bio-P und Chem-P: Neue Erkenntnisse und Versuchsergebnisse. *Veröffentlichungen des Institutes für Siedlungswasserwirtschaft und Abfalltechnik der Universität Hannover*, Heft 92. 5/1-5/23.

WITT, P. CH. (1997). Untersuchungen und Modellierungen der biologischen Phosphatelimination in Kläranlagen, *Schriftenreihe des Instituts für Siedlungswasserwirtschaft der Universität Karlsruhe*, Vol. 81.

4.7 Az iszap szeparációja és recirkuláltatása

Az eleveniszapos szennyvíztisztításnál az iszap elválasztása a tisztított szennyvíztől az utóülepítőben történik. A jó iszapüledés ezért alapvető feltétele a folyamatos üzemeltetésnek. A üledés hatékonysága két jellemző alapján ítéltető meg. Az egyik a medence fenekéről eltávolításra kerülő iszap koncentrációja, másik az elfolyó víz lebegőanyag tartalma. Mégsem ezek az ülepítés tervezésénél figyelembe vett jellemzők. Hagyományos az utóülepítőbe érkező iszapos víz lebegőanyag tartalmának a tervezése (MLSS – kevert iszapos víz lebegőanyag tartalma), valamint a fél óra ülepítés után mérhető iszaptérfogat (SV_{30} – iszaptérfogat 30 perc üledés után) tervezése. Mivel az üledésnél az utóbbi mérését a menzúra falhatása zavarja, illetőleg a pelyhek üledésénél szterikus gátlás lép fel, az iszap üledését megfelelő átmérőjű ülepítő hengerben kell végezni.

Ilyenkor is gondot vagy pontatlanságot jelent azonban, ha nagyobb a 30 perc utáni üledési térfogat mint 300-400 ml/l. Ilyen esetekben hígított üledést kell mérni (DSV_{30} – hígítás után ülepített minta iszaptérfogata 30 perc után), vagy javasolható az ún. keveréssel, vagy keverés mellett mérhető hígított iszapüledés (SSV_{30} – keverés mellett mért iszaptérfogat 30 perc után) mérése. Akkor kell okvetlenül hígítani az iszapmintát, ha az iszapindex, vagy üledési térfogat túlzottan nagynak adódik. Feltételezve a hígításokat, minden esetben korrekcióval kell azután a hígítást figyelembe véve meghatározni az iszapüledés (SV - iszaptérfogat) értékét. Meg kell jegyezni, hogy rosszul üledő iszapok esetében a DSV_{30} (hígított minta 30 perc után mért iszaptérfogata) nagyobb is lehet 1000 ml/l értéknél. A hígítási módszer használata Németországból terjedt el, Magyarországon is azt használják. Más országokban a keveréssel is gyakrabban alkalmazzák. Annál mintegy 2 mm átmérőjű keverőpálcát mozgatnak, forgatnak a hengerben 1-2 fordulat/perc sebességgel.

Az iszapkoncentráció és iszapüledés alapján számolható ki az ún. iszapindex (SVI -ml/g), melyet Mohlmann-indexként is ismernek (Mohlmann, 1934):

$$SVI = SV_{30} / MLSS$$

Ha DSV_{30} vagy az SSV_{30} értékeit használják a (33) egyenlet alapján számított SVI értékekhez, a kapott értékeket DSVI vagy SSVI értéként kell megadni.

Az iszaptérfogat-index egy általánosan jellemző paraméter az iszapok üledésének, sűrűsödésének megítélésére. Ha az iszapindex 100 ml/g alatti, az utóülepítőben jól üledik

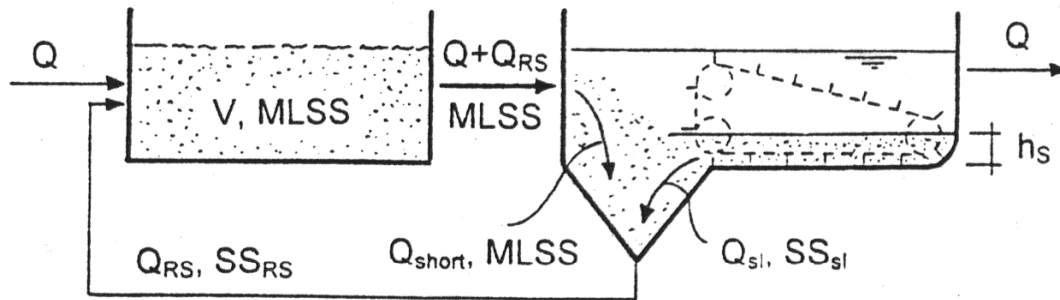
az iszap. Ha az iszapindex 150 ml/g-nál nagyobb, duzzadó iszap termelődik a tisztítóban. Az iszapduzzadás általában a fonalas mikroorganizmusok elszaporodásának eredménye. Gyakran megfigyelhető az, kis szerves anyag terhelésű szennyvíztisztítók esetében, például a hatásos nitrogén eltávolítással működő telepeken, ha azok terhelése döntően könnyen felvehető, vagy hasznosítható biológiai szerves tápanyagból áll. Az iszapduzzadás azonban nemcsak az iszap terhelésétől függ, abban komoly hatása lehet a reaktor keverési, keveredési viszonyainak is. Kis terhelésű, tökéletesen kevert levegőztető medencékben az iszapduzzadás lényegesen gyakoribb jelenség, mint a csőreaktorként vagy kaszkádként kialakított medencesoron.

A gyakorlat szempontjából az iszapduzzadás megakadályozása nagyon fontos kérdés, ezért ennek biztosítására célszerű a reaktorrendszert kaszkádként vagy csőreaktorként kialakítani, hogy kellő mértékű koncentrációgradiens alakulhasson ki a folyadék áramlási irányában. Ez biztosíthatja, hogy a bevezető szakaszon jó tápanyagellátottság mellett a flokkulációt elősegítő mikroorganizmusok, a végső terekben pedig a jó iszapszűrést biztosító fonalasok is kellő mennyiségben vagy részarányban elszaporodhassanak. Az ilyen medencekialakítással azonban nem minden fonalasodást okozó szervezet elszaporodása kerülhető el. A *Microthrix parvicella* sajnálatosan ettől függetlenül is iszapduzzadást okozhat. Az iszapduzzadás okairól, ellenőrzésének lehetőségéről vagy a habzás visszaszorításáról részletesebb információk Jenkins és társai (1993), valamint Wanner (1989) munkájában találhatók.

Az eleveniszapos tisztítás biológiai reaktorsora és utóülepítője, amelyeket a levegőztetőből az utóülepítőbe vezető folyadék-áram, illetőleg az utóülepítőből a rendszer elejére történő iszaprecirkulációs-áram kapcsol össze, egy egységes rendszert képez. A rendszer sematikus kiépítését a 26. ábra mutatja hosszanti áramlású utóülepítő estére. Az utóbbi persze ma már az esetek többségében a jól ismert kör keresztmetszetű, Dorr típusú egység. Az utóbbi szerkezeti kialakítása a **47. ábra** látható (Kayser, 2001).

Mindegyik típusú utóülepítő megfelelő fenékkotrással (iszapkotrás) van ellátva. Ez persze lehet a fenékről akár az iszap folyadékárammal történő felszippantása is. Állandósult állapot esetén a recirkuláltatott iszap koncentrációja, tömegárama, illetőleg a levegőztetőben levő lebegőanyag (iszap) koncentrációja állandó. A közöttük levő összefüggést az alábbi egyenlet írja le:

$$SS_{RS} = MLSS ((Q + Q_{RS})/Q_{RS}) = MLSS (1 + Q/Q_{RS})$$



47. ábra. Az eleveniszapos medencék és az utóülepítő kapcsolata.

Mivel a levegőztető medence lebegőanyag-, vagy iszap-koncentrációja az üzemeltetésnél állandó értéken tartandó, éppen a megfelelő fölősiszap elvétellel szabályozva, a recirkuláltatott iszapáram lebegőanyag koncentrációja a recirkuláltatott folyadékáram csökkenésével növekedni fog, illetőleg fordítva változik fordított esetben. A recirkuláltatott iszapáram azonban két részarámból tevődik össze. Az első az ülepítő medence fenékén sűrített iszapréteg (Q_{st} , SS_{st} lebegőanyag koncentrációval), másik az úgynevezett rövidzárási áram, amely az ülepítőbe befolyó iszapos vízből ered (Q_{rov} a megfelelő MLSS iszapkoncentrációval). Mivel a recirkuláltatott iszap mennyiségét az iszap mozgatását végző szivattyú, valamint az utóülepítő fenékrészében sűrűsödött iszap árama szabályozza, ahol az utóbbi a fenékrészen mozgó kotró szerkezet sebességének, hosszának, alakjának, valamint a medencefenéken kialakuló iszapréteg vastagságának is függvénye, a recirkulációs áram és az iszapáram különbségeként a rövidzárási áram a következőképpen írható fel: $Q_{rov} = Q_{RS} - Q_{st}$

Abban az esetben, amikor az iszaprecirkuláció sokkal nagyobb, mint a sűrített iszap árama ($Q_{RS} > Q_{st}$), a medencefenéken levő zompban szükségszerűen ki kell alakulni megfelelő nagyságú rövidzárási folyadékáramnak is. Ezzel szemben, ha $Q_{st} \cdot SS_{st} \geq Q_{RS} \cdot SS_{RS}$ akkor iszap gyűlik fel az ülepítő fenékén, a kialakuló iszapréteg (h_s) abban jelentősen megvastagodhat. Ugyan ilyen hatása lehet az utóülepítőnél a folyadékterhelés jelentős növekedésének is, hiszen az az utóülepítő lebegőanyag vagy iszapterhelését növeli jelentősen. A gyakorlatban ezért Q_{RS} célszerűen nagyobbnak kell lennie Q_{st} -nél.

A recirkulációs szivattyú üzemeltetése a gyakorlatban kétféle stratégia szerint lehetséges:

- konstans recirkulációs áram tartása, legalábbis a száraz vízhozamú időszakban,
- konstans Q_{RS}/Q arány tartása.

A szennyvízhozam napi ciklikus változásának megfelelően abban az esetben, ha a recirkuláltatott iszapáramot állandó értéken tartjuk, az utóülepítőben kialakuló iszapréteg vastagsága és a recirkuláltatott iszap lebegőanyag koncentrációja (h_s és SS_{RS}) közel szinkronban fog változni a tisztítóba érkező szennyvíz mennyiségével. Ez azt jelenti, hogy a levegőztető medence iszapkoncentrációja ($MLSS$) szennyvíz térfogatáramával ellentétes irányban változik. Ha a recirkuláltatott iszap mennyiségét ugyanakkor az érkező szennyvízhozammal arányosan változtatjuk (Q_{RS}/Q állandó érték) a rendszer paramétereinek változása hasonló, de nem olyan jelentős, mint állandó iszaprecirkulációs térfogatáram esetén. Ez annak a következménye, hogy az utóülepítő fenékkaparójával kialakítható térfogatáram gyakorlatilag egy maximális értéket ér el. Ha az iszapréteg vastagsága az utóülepítő fenékén már elért egy adott magasságot, vagy mélységet, az iszapáram nem változik. Az iszapkotró által a zompba visszakotort, vagy mozgatott iszap mennyisége ($Q_{lt} \cdot SS_{st}$) konstans iszapkotró sebesség esetén (Q_{st}) csak a sűrűsödött iszap koncentrációjának növelésével (SS_{st}) lehetne biztosítható, amely viszont egyértelműen az utóülepítő fenékén levő iszapréteg vastagságának növekedésével lehetséges.

Ha például egy hirtelen vihar által okozott vízhozam növekedés esetén a recirkuláltatott iszap mennyiségét azonnal megnövelik, hogy állandó értéken tartsák az iszaprecirkulációs áram és az érkező szennyvízáram arányát (Q_{RS}/Q), a rövidzárási folyadékáram az utóülepítőből visszaforgatott iszapnál hirtelen növekedni fog, s a recirkuláltatott iszap koncentrációja csökken. Ezért nem célszerű, hogy az iszapáram és az érkező szennyvízáram arányát holtidő nélküli arányszabályozással lássák el. Sokkal szerencsésebb, ha 1-2 órás csúszó-átlagok alapján történik az arány állandó értéken tartása.

A legfőbb tervezési paraméter az utóülepítőknél ezért az iszap fajlagos térfogati terhelése (q_{sv}). Ezt az iszapterhelést az utóülepítő fenekének a felületére ($A_{ülep} \cdot m^2$) szokásos megadni iszapterefogatban kifejezve. Ezt liter térfogatban, vagy m^3/h értékben (m^3/m^2h) szokásos rögzíteni, vagy maximálni. Természetesen ez a terhelés bizonyos időtartamra vonatkozik, láthatóan Q_h az órás térfogati iszapterhelés az utóülepítő keresztmetszetére vonatkoztatva. Pontosabban annak általában a megengedhető csúcserőértékét szokásos megadni az alábbiak szerint (Ekama és társai (1997):

$$q_{sv} = \frac{Q_h \cdot MLSS \cdot ISV}{A_{clar}} \quad (l/m^2h)$$

Ez a megadási mód hazánkban a m/h felületi terhelésként ismeretes, s elfogadott, hogy a napi átlagos folyadékterhelés az utóülepítőknél 0,5-0,6 m/h körül legyen, hogy az a csúcsokban se haladja meg az 1 m/h értéket. Ez biztosíthatja, hogy a folyadékáram ne ragadjon magával jelentősebb mennyiségű lebegő anyagot, szennyezve azzal a tisztított víz ármát.

Az eleveniszapos medencékbe történő folyadék bevezetés, illetőleg az azokból történő elvezetés, valamint az iszapgyűjtő rendszer kialakítása szintén igen fontos tervezési szempont az utóülepítőknél. Törekedni kell a lamináris áramlás (folyadék szétterülés) biztosítására, hogy a flokkuláló pelyhek a folyadékfázistól jól szétválhassanak. Az ülepítő medencék felső zónájában mintegy fél-1 méter átlátszó, nyugodt fázis alakulhat így ki, melyben a finomabb részecskék is kellően kiülepedhetnek. A korszerű ülepítőket ma már speciális bevezető, flokkuláló zónával tervezik, melyből a nagy pelyhek közvetlenül azok iszapgyűjtő zompjaiba zuhanhatnak ki, csökkentve a többi térrész lebegőanyag terhelését.

Elengedhetetlen az utóülepítőknél a túlfolyó élek előtt megfelelő torlófal elhelyezése is, amely a felszínre felúszó, víznél könnyebb részecskék, pelyhek felszínről történő elúszását meggátolja. Ezt egy felületi kotró gyűjti be megfelelő kialakítással az elvezető csatornába, s kerül ionnan vissza az eleveniszapos medencébe, vagy akár a fölősiszaphoz a gravitációs, vagy gépi sűrítőre. Abban az esetben, ha a levegőztető medencék mélysége a 6 métert meghaladja, az utóülepítőknél előfordulhat, sőt esetenként gyakori az iszap felúszása a nitrogén túltelítődése és gázkiválása eredményeként is. Az iszapfelúszás meggátolására az ATV (1996) a következőket javasolja:

- A nitrogéngáz kifúvatása, vagy kihajtása a levegőztető medence vízből megfelelő, réselt túlfolyón történő átbuktatással, vagy kaszkád soron történő hasonló kilevegőztetéssel; esetleg a levegőztető medence kilépő pontja előtti, vagy az elfolyó víztérben durva buborékos levegőztetéssel további javítható a gáztalanítás.
- Mély utóülepítők építése is elképzelhető, melyeknél az eleveniszapos medencéből az utóülepítő annak a feneke közelében kell bevezetni az átkerülő folyadékáramot, éppen a nitrogénbuborékok gyors felszabadulásának, felúszásának a csökkentése érdekében.

A szennyvíziszap ülepítést lényegesen gyorsítani lehetne, ha polielektrolitot lehetne ahhoz használni. Ez azonban nem lehetséges, mert az iszaprecirkulációval a levegőztető medencébe visszajutó polimer az iszappelyheket összekapcsolva, kis csomókban tartva rontja azok

oxigénellátását. Hasonló hatású a polimernek a víz felületi feszültségére gyakorolt hatásának az eredménye is. Ezzel szemben ugyanezek a polimerek a fölösiszap víztelenítésének ma már nélkülözhetetlen segédanyaga. Az anaerob iszaprohasztás lényegesen lassúbb biológiai folyamatait nem befolyásolják érzékelhetően.

A szennyvíziszap azonban nem csak üleptéssel, de ultraszűréssel is elválasztható a vizes fázistól. Ennek az előnye, hogy sokkal kisebb lebegőanyag, KOI, és mikroorganizmus tartalmú a szűrt víz az ilyen fázisszeperáció eredményeképpen. A szűrőmembránok az iszapos vízbe merülnek, s kis vákuummal szívják ki az iszapos fázisból a vizet. Eldugulásukat az alulról történő durva buborékos mozgatásukkal, levegőztetésükkel, valamint ciklikus visszamosásukkal lehet megakadályozni. Az így szűrt víz fertőtlenítésére gyakorlatilag nincs is szükség.

A membránok természetesen a nagyobb méretű kolloid oldatot képező molekulákat is ki tudják szűrni a vízből, ezért javul annak a KOI-t okozó szerves anyag tartalma és foszfortartalma is. További előnye a membrán alkalmazásának, hogy nagyobb iszapkoncentráció biztosítható vele az eleveniszapos térben, mint a gravitációs üleptéses és iszaprecirkulációs megoldással. Ez kellő levegőellátás esetén növeli a rendszer térfogati tisztító kapacitását is. A fokozott iszapvisszatartással az iszapkor is növelhető, illetőleg az iszap adaptációja is a szűrő által visszatartott nehezebben bontható szerves anyagok lebontásához.

Hivatkozások

Kayser, R. (2001) Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése. 16-62. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei - Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 102.

Jenkins és társai (1993),

Wanner J., - Grau P. (1989) Identification of filamentous microorganisms from activated sludge. A compromise between wishes, needs and possibilities. *Wat. Res.* **23**, 883-891.

ATV (1996 -,-

Spinosa, L., - Vesilind, A. (2001). Sludge into Biosolids, IWA Publishing. 2001.

4.8 Iszaphozam

A szennyvíziszap víz, valamint változó diszperzitású és alakú szilárd részecskék (lebegő részek) elegye, amely az utóbbiakat szárazanyagban (m_d) mintegy 1-5 % körüli mennyiségben tartalmazza. A szennyvíziszap lebegő anyagai több forrásból származnak. Részben a csatornarendszeren összegyűjtött szennyvízzel, részben a beszállított szippantott szennyvízzel érkeznek, részben a lakossági szennyvíz oldott részeinek az átalakításából keletkeznek. Az ipari eredetű szennyvíz hozzájárulásból keletkező iszapréz további iszap összetevőket jelent, azonban a kommunális szennyvizek általában nem tartalmazzák az utóbbiakat jelentős részarányban. A szennyvíztisztítás során a foszfor vegyszeres kicsapatsánál keletkező hidroxid iszap szintén részét képezi a biológiai tisztítók fölösizapjának (Kárpáti-Thury, 2004).

A nyers iszap mennyisége fajlagos térfogatával és hasonló tömegével is jellemezhető. Mindegyik fajlagos érték nagymértékben változik a szennyvíziszap előkezelésével, víztelenítésével. Éppen ezért a szárazanyagban (m_d) megadott fajlagos iszapmennyiség a jellemzőbb. Átlagosan elfogadható, hogy a lakossági szennyvizek tisztítása eredményeként keletkező, mintegy 5 % szárazanyag tartalmú iszappal számolva, éves átlagban lakosonként 1 m^3 iszap keletkezik. Az iszap szárazanyagának jelentős részét adó primer iszap a szennyvíztisztítóba érkező szennyvíz előülepítésénél különíthető el. A szennyvíziszap másik része a szekunder, vagy biológiai tisztításnál keletkezik.

A víz három különböző formában van jelen az iszapban. Szabad vízként, kötött vízként (adhézióval, adszorpcióval, kapilláris hatás révén kötött folyadékként), valamint a sejtek belső víztartalmaként (sejtfolyadék, hidratációs víz). A sejtek 80 %-a általában víz. Az iszap szilárd maradéka, melyet szárazanyag tartalomnak is neveznek (m_d) a 105°-on történő szárítást követően maradó anyagmennyiség. Ezt a tömeghányadot általában a szárítatlan iszapra vonatkoztatva súlyszázalékban adják meg. A különbség a szárítatlan iszaptömeg és az utóbbi érték között a nedves iszap nedvességtartalma. Ha nagyon pontos eredményekre van szükség, azt is figyelembe kell venni, hogy 105°-on történő beszárításnál számos anyag elpárolog vagy bomlik, ami a mérésnél víztartalomként jelentkezik. Ezért különbség van a szilárd maradék és a szilárd anyag tartalom között. Az utóbbit a víz nagyobb részének elválasztását követően az iszap szűrése után határozzák meg. Ez a szilárd maradéktól általában 10 relatív %-nyi mértékben különbözik.

Az iszap pontos kémiai elemzésénél, jellemzésénél mindig szükség van annak megadására, hogy az adott érték nedves iszapra, a szilárd maradékra, vagy a szilárd anyag tartalomra vonatkozik-e. Az iszap kémiai oxigénigényét, valamint a biológiai oxigénigényét mindig a nedves iszaptól kell mérni és azután az eredményből lehet számítani a száraz anyagra vonatkozó értékeket. Az iszaptömeg (szárazanyag tartalom) iszaptérfogatra történő átszámolásánál általánosan 1 kg/l sűrűség vehető figyelembe, de a pontosabb számításoknál az iszap sűrűségét 1,01 és 1,2 kg/l értékkel kell figyelembe venni, a mindenkori iszapkoncentrációnak vagy szárazanyag tartalomnak megfelelően.

A gyakorlati számításoknál megfelelő, ha az iszap izzítási veszteségét szerves anyagnak, tehát az iszap szerves anyagának tekintik. Az előlepitő úgynevezett primer iszapja szerves anyagának mintegy 50 %-a szénhidrát (poliszacharid, cellulóz), 30 %-a fehérje, és 10 %-a olaj és zsír. Az utóbbi növényi és állati eredetű. A maradék 10 % igen változatos összetételű a szerves összetevőit illetően. Nagyon sokféle természetes és szintetikus szerves vegyületből (pl. lignin, adszorbeált detergensok, stb.) adódik. A rothasztott iszapban átlagosan 3 g/kg szárazanyag az anionos detergensok átlagos mennyisége.

A hazai és külföldi publikációkban, oktatási anyagokban a szennyvíztisztítás során keletkező iszap hozamának kiszámítására több összefüggést is találhatunk. A különböző összefüggések használatával valamelyest eltérő végeredményre juthatunk, ami sokszor az üzemeltetés során tapasztalt hozamoktól is különbözhet. Napjainkban a tervezők és a kutatók saját belátásuk. Félreérésekre adhat okot az a tény is, hogy az iszapprodukciónak jelölése a különböző képletekben más-más értelmezést kap, amire utalnak az eltérő mértékegységek is. A 12. táblázat néhány ilyen komponens jelentését, tartalmát próbálja pontosítani (Henze és társai 1996).

A különböző mértékegységekre az alkalmazásnak megfelelően van szükség. A víztelenítés esetén például az általánosan használt mértékegység a kg SS/d, az aerob, anaerob iszapstabilizálásnál, pedig a kg VSS/d, vagy a kg KOI(B)/d a jobban használható. Az iszaphozam ugyanakkor többféleképpen is meghatározható. A kezdeti időszakban az ökol szabályokon alapuló számítások során kialakult az a nézet, mely szerint az iszap produkcióját az adott technológiában a tömegáramok alapján számolják egy meghatározott műtárgyra, vagy tisztítási lépcsőre. A biológiai tisztítási lépcsőben keletkező iszap hozamának

számításakor persze nem szabad elfeledkezni az előüleptítés során keletkező iszapról sem (ha a technológiában van előüleptítés). Ekkor elfogadva azt az előrejelzést, hogy az előüleptítés során a lebegő anyag bizonyos része kiülededik a műtárgyban:

$$W_{PS}=Q_i \cdot E_{SS} \cdot C_{SS} \cdot 10^{-5}$$

ahol: W_{PS} - a primeriszap hozama (kg-szárazanyag/d),

Q_i - a befolyó szennyvíz térfogatáram (m^3/d),

E_{SS} - a lebegőanyag eltávolítási hatásfok,

C_{SS} - a befolyó szennyvíz lebegőanyag koncentrációja (mg/l).

12. táblázat. Az iszapprodukciónál alkalmazott mértékegységek és az esetükben számításba vett változások (Henze és társai 1996).

Az iszapprodukciónál komponensei → mértékegységei ↓	Szervetlen lebegőanyag, nyers szennyvíz	Szerves lebegőanyag, nyers szennyvíz	Biológiai növekedés a levegőztető medencében	Kémiai kicsapószerke- tek
kg SS/d	+	+	+	+
kg VSS/d		+	+	(+)
kg KOI/d		+	+	

A lebegőanyag-eltávolítás hatásfoka 18 amerikai telepen tapasztalatai alapján a következő összefüggéssel számolható:

$$E_{SS} (\%) = t / (a + b t)$$

ahol: E_{SS} - a lebegőanyag eltávolítási hatásfok,

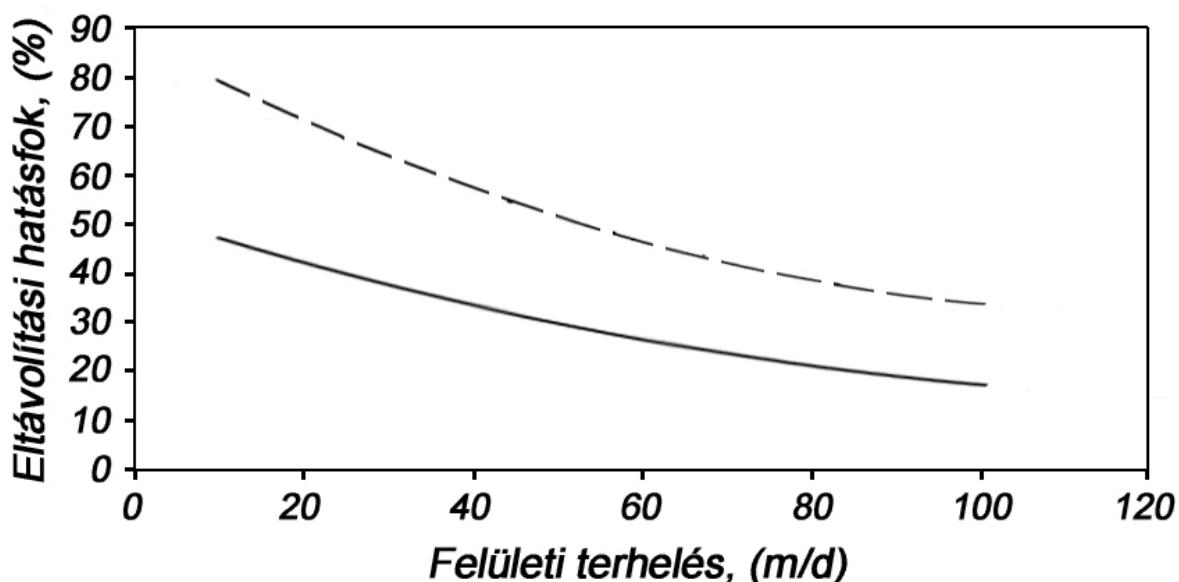
t - a folyadék átlagos tartózkodási ideje az előüleptítőben (perc),

a - konstans (becsült értéke 0,406 perc),

b - konstans (becsült értéke 0,015).

A lebegőanyag-eltávolítás hatásfoka az előüleptítő felületi folyadékterhelésétől is függ (m/d), ami a napi folyadékáram (m^3/d) és az előüleptítő felületének (m^2) a hányadosa. A **48. ábra** a lebegő anyag eltávolítás hatásfokát mutatja az előüleptítésnél a felületi terhelés függvényében. Mint az ábrán látható, az előüleptítéssel a lebegő anyag 70 %-nál nagyobb hányada ritkán

távolítható el. Koaguláló, flokkuláló szerek alkalmazásával az előülepítőben a lebegő anyag eltávolítás határfoka 90 %-ig is növelhető. A vegyszeradagolás azonban jelentősen növelheti a primer iszap hozamát. A vegyszer az iszap összetételén túl a vízteleníthetőségét is változtatja, jelentősen ronthatja (Vesilind és Spinosa 2001).



48. ábra. Lebegőanyag (felső, szaggatott vonal) és BOI₅-eltávolítás (alsó, folyamatos vonal) határfoka a felületi terhelés függvényében.

A szennyvíztisztítás biológiai lépcsőjében a relatív iszapterhelésnek, és az azzal fordítottan arányos iszapkornak számtalan hatása van a tisztítóban lejátszódó folyamatok alakulására. Az iszapkor befolyásolja a szekunder iszap ülepedését, vízteleníthetőségét is. Meg kell persze jegyezni, hogy a primer iszap eltávolításának mértéke is erősen befolyásolja az azt követően keletkező szekunder iszap ülepedési képességét.

A tisztítási igény és a szükséges iszapkor között összefüggést a 13. táblázat mutatja.

13. táblázat. A tisztítási igény és az iszapkor viszonya

TISZTÍTÁSI IGÉNY	SZÜKSÉGES ISZAPKOR
csak BOI ₅ eltávolítás	3-5 nap
+ nitrifikáció	9-10 nap
+ denitrifikáció	14-15 nap
+ foszforeltávolítás	17-20 nap

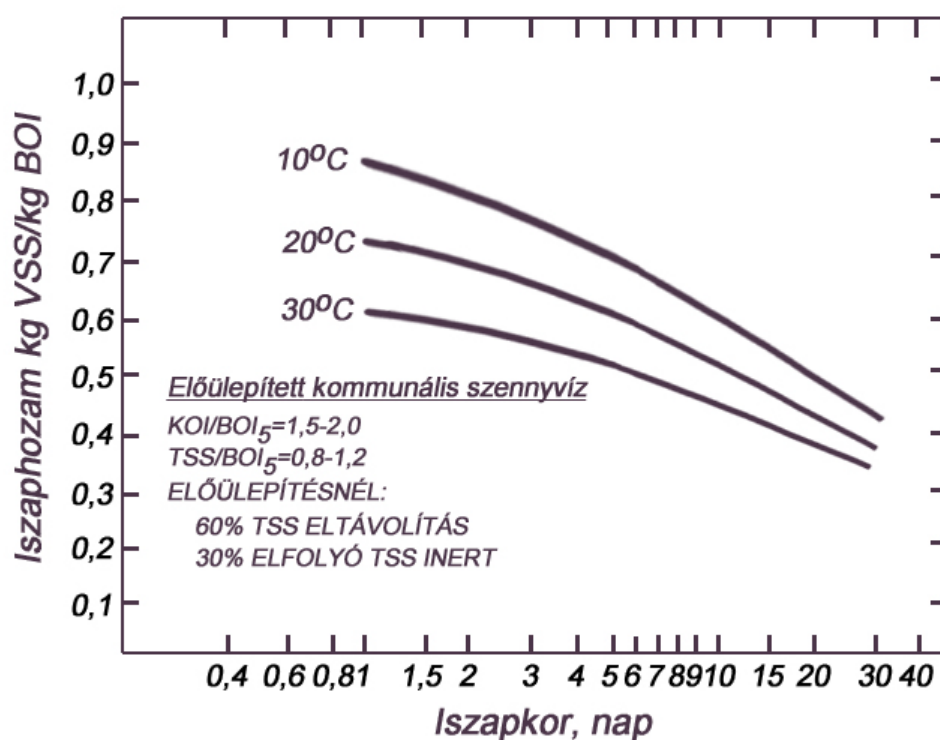
Az iszapkor és az iszaphozam közti összefüggéseket általában nomogramokkal adják meg, különböző hőmérsékletekre és tisztítandó szennyvíz KOI/BOI₅, vagy lebegőanyag/BOI₅ arányára. Ilyen nomogramok láthatók a **13. táblázat** és **50. ábra** (WEF, 1998).

Az ábrákból látható, hogy az előülepített szennyvíz esetében kisebb biológiai iszaphozam várható azonos iszapkorok esetén. Ha az előbbieket egy bizonyos határ alá csökkennek, az a tisztítási hatásfok drasztikus csökkenésével járhat együtt. Ennek ellenére a megfelelő szabályozás jelentős költségmegtakarítást is eredményezhet a meglévő iszap- elhelyezési és kezelési problémák miatt.

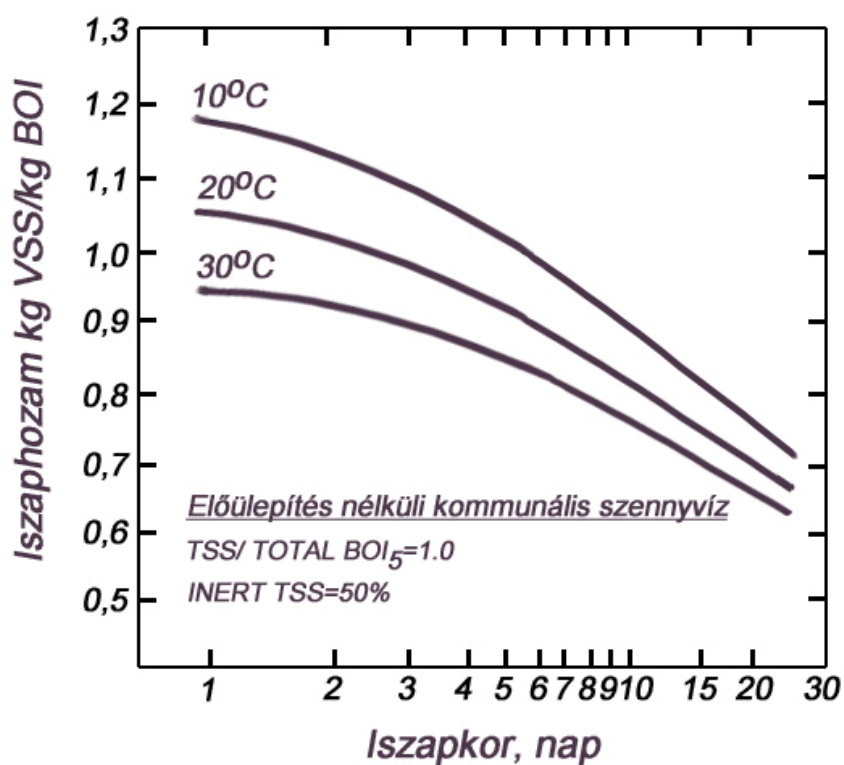
A különféle tervezési, valamint számítási tapasztalatok alapján megalkotott egyenletek között Vesilind és Spinoza (2001) egy laboratóriumi kísérletekkel meghatározott egyenletet is javasol az iszaphozam számítására:

$$W_{WAS} = Q * \left(\frac{Y * (BOI_o - BOI_e)}{1 + b_d \Theta} + FSS_{io} + FSS_{no} \right)$$

- ahol: W_{WAS} - napi fölösiszap-termelés (mg/d),
 Q - befolyó szennyvíz-hozam (l/d),
 Y - iszaphozam (nem tartalmazza az iszapelhalás iszaphozam csökkentő hatását) (kg VSS/kg BOI lebontott),
 BOI_o - biológiára érkező szennyvíz BOI koncentrációja (mg/l),
 BOI_e - biológiáról elfolyó, tisztított víz BOI koncentráció (mg/l),
 b_d - endogén légzésből következő hozamcsökkenés,
 Θ - iszapkor (d),
 FSS_{io} - biológiára befolyó szennyvíz inert lebegőanyag koncentrációja (mg/l),
 FSS_{no} - a biológiára befolyó szennyvíz biológiailag nem lebontható szerves anyag (VSS) koncentráció (mg/l).



49. ábra. Az iszapkor és hőmérséklet hatása az iszapfhozamra (Y)előülepített kommunális szennyvíz eleveniszapos tisztításánál



50. ábra. Az iszapkor és hőmérséklet hatása az iszapfhozamra (Y) előülepítetlen kommunális szennyvíz eleveniszapos tisztításánál.

Az összefüggés, mint a mértékegységekből is látszik laboratóriumi tapasztalatok alapján született, de a szerzők szerint alkalmas a valós körülmények modellezésére is. Hibájaként talán felróható, hogy az iszaphozam változásának hőmérséklet függését csak közvetetten tartalmazza.

A fölösiszap-hozam számítására a hőmérséklet hatását már egyértelműen tartalmazó egyenlet található Pöpel (1994) munkájában. Hasonló az ATV 1999-es javaslatában is megadott hőmérsékletfüggés, amely nyilvánvalóan így a korábbi, ugyanilyen tervezésre vonatkozó ATV javaslatból származik. Az eredeti jelöléseket megtartva a biológiailag bontható anyagok fajlagos fölösiszap-hozama (kg TS/kg BOI₅) a következő egyenlettel fejezhető ki:

$$\dot{U}S_{BSB} = 0,6 * \left(W_B + \frac{TS_o}{S_o} \right) - \frac{0,072 * 0,6 * fT}{\frac{1}{t_{TS}} + 0,08 * fT}$$

ahol: TS_o - a biológiára belépő szennyvíz lebegőanyag koncentrációja (mg/l),

S_o - a biológiára befolyó víz BOI₅ koncentrációja (mg/l),

t_{TS} - iszapkor (d),

W_B - %-os BOI eltávolítási hatásfok (-), amely közelítőleg 1,

a hőmérséklet hatását számításba vevő fT függvény (-):

$$fT = 1,072^{T-15}$$

Az ATV-131 (1999) tervezési irányelveiben az iszaphozam számításánál a biológiai és vegyszeres iszaphozamot (foszforeltávolítás) külön kell figyelembe venni ($\dot{U}S_d = \dot{U}S_{d,C} + \dot{U}S_{d,P}$). A szerves anyag lebontásából eredő iszap mennyiségét is kicsit eltérő összefüggéssel javasolják számolni:

$$\dot{U}S_{d,C} = B_{d,BSB} * \left(0,75 + 0,6 * \left(\frac{X_{TS,ZB}}{C_{BSB,ZB}} \right) - \frac{(1 - 0,2) * 0,17 * 0,75 * t_{TS} * F_T}{1 + 0,17 * t_{TS} * F_T} \right)$$

Az endogén légzéshez szükséges hőmérsékleti tényező ($F_T = fT$) a korábbival megegyező, t_{TS} pedig ugyanúgy az iszapkor. A foszforeltávolításnál a keletkező iszap mennyisége a biológiai eltávolításból (általánosan 3g TS/g biológiailag eltávolítható foszfát), és a vegyszeres kicsapatsból tevődik össze. A szimultán kicsapatsnál az iszap szervesetlen anyag mennyisége egyrészt függ a kicsapószer milyenségétől, másrészt az alkalmazott vegyszer mennyiségétől. Vas kicsapószerrel 2,5kg TS/kg Fe-al, míg alumíniumnál 4kg TS/ kg Al értékkel kell számolni. Ha kicsapószerként meszet adagolnak, akkor 1,35kg TS/kg Ca(OH)₂ keletkezik. A

vegyszeres foszforeltávolításból keletkező fölös iszap mennyiségét képletszerűen a következő összefüggéssel számolható:

$$\ddot{U}S_{d,P} = Q_d * \frac{(3 * X_{P,BioP} + 6,8 * X_{P,Fall,Fe} + 5,3 * X_{P,Fall,Al})}{1000}$$

14. táblázat. A német tervezési irányelvben használt jelölések (ATV)

$B_{d,BSB}$	kg/d	Napi BOI ₅ terhelés
F_T	-	Az endogén légzés hőmérsékleti faktora
Q_d	m ³ /h	Szárazidei befolyó szennyvízáram
t_{TS}	d	Az eleveniszapos medencére vonatkoztatott iszapkor
$\ddot{U}S_d$	kg/d	Napi iszapprodukció
$\ddot{U}S_{d,C}$	kg/d	A szervesanyag eltávolításból származó napi iszaphozam
$\ddot{U}S_{d,P}$	kg/d	A foszforeltávolításból keletkező napi iszaphozam
C_{BSB}	mg/l	Homogenizált mintában a BOI ₅ koncentrációja
$X_{P,Fall}$	mg/l	Vegyszeres kicsapatással eltávolítandó foszfát mennyisége
$X_{P,BioP}$	mg/l	Biológiailag kötött foszfát
X_{TS}	mg/l	0,45 µm-os szűrőn fennmaradó rész koncentrációja (105 °C-on szárítva)
ZB		Eleveniszapos medencébe (biológiára) érkező víz

Ezek az összefüggések azonban a lakossági szennyvizek előülepitésének, valamint az eleveniszapos tisztításának az iszaphozamára vonatkoznak. Ipari szennyvizek esetében a fajlagos iszaphozam a fentiektől jelentősen eltérhet. Az iszapkor ugyanakkor mindenféle eleveniszapos rendszernél és szennyvíz feldolgozásánál jól jellemzi a keletkező iszap stabilitását. Az iszapkor növekedésével a fölösiszap stabilitása javul, tárolása során kevésbé bomlik, rothad, bűzösödik.

Részben az iszap stabilizálása érdekében a kis kapacitású szennyvíztelepeket is, ahol nem követi az eleveniszapos lépcsőt anaerob iszaprohasztás, ma már rendszerint nagy iszapkorral üzemeltetik. Ellenkező esetben, mint a két iszapkörös megoldásnál, ahol az első lépcsőben kis iszapkorú maradék keletkezik, a kevert iszapokat oxikus iszapstabilizációnak célszerű alávetni. Az oxikus iszapstabilizáció iszaphozam csökkentő hatását az utóbbi esetre a bemutatott nomogrammok és számszerű összefüggések már nem veszik figyelembe. Ugyanez igaz az iszaprohasztás hatására is, melynek az iszaphozam csökkentő hatását más számításokkal kell pontosítani (Kárpáti et al., 2004).

Hivatkozások

- Kárpáti, Á. – Thury, P. (2004) Szennyvíziszap termelése és hasznosításának lehetőségei. 82-92. Szerk.: Kárpáti, Á. A víz és a szennyezők hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire távlataira. Tanulmánygyűjtemény No. 9. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 92.
- Kárpáti, Á. – Thury, P. (2004) Szennyvíziszap termelése és hasznosításának lehetőségei. 82-92. Szerk.: Kárpáti, Á. A víz és a szennyezők hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire távlataira. Tanulmánygyűjtemény No. 9. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 92.
- Thury, P. - Kárpáti, Á. (2004) Szennyvíziszap keletkezése és hasznosításának lehetőségei. VÍZMŰ Panoráma, XII. (4) 19-24.
- Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J. and Arvin, E. (1996). Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes. 2nd edn, Springer, Heidelberg. 1996.
- Spinoso, L., Vesilind, A. (2001). Sludge into Biosolids, IWA Publishing. 2001.
- WEF (1998) Design of Municipal WWTP MOP-8, Water Environmental Federation, 1998.
- Pöpel, H. J. (1994): Szennyvizek eleveniszapos tisztítása - tervezési példák -. Előadás-kézirat TH Darmstadt, WAR - VE, KmKT Tanszék, 1994 p. 64 /duplaoldal/
- ATV 131a , Tervezési irányelv, ATV, 1999.
- Kárpáti, Á. – Pulai, J. – Pásztor I. (2004) A szennyvíztisztítás költségmegoszlása. VÍZMŰ Panoráma, XII. (5) 17-25.

4.9 Az eleveniszapos szennyvíztisztítás részműveletei és kiépítésük

Az eleven iszapos biológiai szennyvíztisztítás a lebegő iszapot tartalmazó szennyvíz levegőztetését jelenti. A pelyhekké összeálló mikroorganizmusok a szerves szennyező anyagból oxigén segítségével részben széndioxidot, részben saját sejtanyagot (szennyvíziszap) állítanak elő. A mikroorganizmusok szaporodása, elhalása folyamatos, ami a sejtközi állomány újrahasznosítását, s a sejtfal maradék iszapban történő felhalmozódását jelenti. Az élő sejtek és a sejtfal maradék aránya az iszapban a relatív biológiai terhelésnek megfelelően alakul. Ugyan ez igaz az iszap korábban már részletezett nitrogén és foszfortartalmára is. A maximális sebességgel szaporodó sejt elvileg mintegy 11,5 % nitrogént tartalmaz, míg a megfelelő ammónia oxidációt is biztosító, kisebb iszapterhelésű rendszereknél az iszap nitrogéntartalma csak 5-6 %. A foszfortartalom az iszapban a technológia szerint változóan 1,5 %, vagy 4-5 % körüli. Ez az átlagos iszapösszetétel határozza meg, hogy mennyi és milyen a keletkező iszapmaradék, illetőleg a szennyvízzel érkező nitrogén és foszfor terhelés milyen hányada kerül az iszapba.

A tisztítóba befolyó szennyvíz sok idegen tárgyat is magával hozhat, melyeket a tisztító műtárgyainak, berendezéseinek a védelme érdekében abból előzetesen el kell távolítani. Ezeket a **kőcsapda, a durva, majd finomabb rácsok, szűrők, valamint a homok és zsírfogó műtárgyak** távolítják el. Mindegyik darabos szennyezőanyag-fajta eltávolításának megvan a saját szerepe. Azok a technológiai sor legkülönbözőbb elemeit károsíthatják. A homok kiülepedése, valamint a zsírdarabok lassúbb bomlása, oxigénbevitelt rontó hatása, majd felúszása a fázisszétválasztásnál általánosan ismert üzemzavarokhoz vezethet.

A kis telepek esetén igen gyakran célszerű az **előülepítés** elhagyása. Az ott említett egyféle iszap keletkezésének előnye mellett szükség van arra a jobb tápanyag arány (szerves-szén : TKN, illetőleg szerves-szén : összes-P) fenntartása érdekében is. Ez egyrészt az anaerob zóna jobb acetát, másrészt az anoxikus medence jobb szerves anyag ellátottsága (denitrifikáció gyorsítása) végett célszerű (Kayser, 2002). A népesebb városok nagy kapacitású telepeinél, ahol az üzemméret következtében az anaerob iszaprothasztás kiépítése is célszerű lehet, az előülepítés mintegy 30 %-al is csökkentheti a biológiai tisztítás térfogatigényét. Az ilyen üzemeknél azért is favorizálják az előülepítést, mert az iszapjának jóval nagyobb a fajlagos energiatartalma (metántermelő potenciálja), mint a szekunder iszapnak.

Az **előülepítés tervezésénél** annak a felületi folyadékterhelése határozza meg a fő méreteket. Az ülepítő felületére számított folyadékterhelés célszerűen 1,5-3 m/h között javasolható. A vízmélység a kör és négyzet alakú keresztmetszet kiépítésénél is átlagosan 2-3 m között változhat. A medencefenékre ülepedő iszapot alkalmas kotrószerkezetnek kell a szívócsonk közelébe összegyűjteni. Az iszapelvétel szivattyúkkal történik, mert az iszap sűrűsödése jelentős.

A nagyobb telepeknél a három eltérő feladatú biológiai medencét a fonalasok visszaszorítását segítő, koncentráció-gradienst eredményező több medencéből álló kaszkádként is kiépíthetik. Ilyenkor a tápanyaggal jobban ellátott, első levegőztetett medencét oxikus **szelektornak** is szokás nevezni. A Johannesburg rendszernél, illetőleg annak a későbbi módosításainál is szokásos az anaerob medence előtt egy gyakran ugyancsak **szelektornak** nevezett medence beiktatása. Ebben az utóülepítőből visszaforgatott iszap oxigén és nitrát tartalmát kell az anaerob térbe történő bevezetés előtt "elreagáltatni", hogy ott a foszforcserét ne gátolják az annak tápanyagát képező acetát gyors "elégetésével", oxikus, vagy anoxikus felvételével. A szelektorban az oxigénforrások kimerítéséhez belső (endogén), vagy friss szerves tápanyag kell (sejtanyag hidrolízis, vagy érkező szerves szén), valamint megfelelő keverés. Mivel ez a megoldás végül is a foszfor akkumuláló heterotrofok jobb elszaporodását, kellő szelekcióját szolgálja, a megnevezés nem is helyteleníthető.

A biológiai medencék térfogatának a tervezését, pontosabban a szükséges iszapkor a tisztítótípusok bemutatásánál már megadásra került, egy ennek alapján történő közelítő számítás bemutatása azonban ehelyütt is hasznos lehet.

Az eleveniszapos biológia térfogatigénye a napi biológiai terheléstől, s a különböző szennyezőkre elvárt tisztítási hatásfoktól (KOI, ammónium-N, nitrát-N és összes foszfor koncentrációk) függ. Alapvető célja a szükséges iszapkor biztosítása (részletek a típusválasztásnál). A **napi biológiai terhelésből** ($B_d = Q_{be} \text{BOI}_{5be}$) a napi iszaphozam közvetlenül számítható ($P_x = B_d Y_b$). A terhelés számításánál elhanyagolható a tisztított szennyvízben maradó szerves anyag BOI_5 egyenértéke, mert az rendszerint 15-20 mg/l között alakul, s így az érkező szennyvíz hasonló mutatójának csak maximálisan is a huszada. Elhanyagolása tehát nem okoz jelentős hibát, egyben biztonság a tervezésnél. A **fajlagos iszaphozam** (Y_b) ugyanakkor a tisztítandó víz 0,45 mikron méretűnél nagyobb inert

"lebegőanyag" tartalmának, és az iszapkornak a függvénye. Együttes hatásukat a szerves és szervetlen lebegő anyag (iszap) hozamárara jól mutatják az ATV (ATV 131 A, 2000) megfelelő tervezési javaslatának a fajlagosai (**15. táblázat**)

15. táblázat. A BOI₅-ként mérhető szerves anyag fajlagos iszaphozama (Y_b - kg iszap szárazanyag/kg BOI₅) az iszapkor és a lebegőanyag/BOI₅ - hányad (X_{TS,ZB}/C_{BSB,ZB}) függvényében.

X _{TS,ZB} /C _{BSB,ZB}	Iszapkor napokban kifejezve					
	4	8	10	15	20	25
0,4	0,79	0,69	0,65	0,59	0,56	0,53
0,6	0,91	0,81	0,77	0,71	0,68	0,65
0,8	1,03	0,93	0,89	0,83	0,80	0,77
1	1,15	1,05	1,01	0,95	0,92	0,89
1,2	1,27	1,17	1,13	1,07	1,04	1,01

Ahol X_{TS,ZB}/C_{BSB,ZB} - a 0,45 mikron méretűnél nagyobb "lebegőanyag" koncentráció/C_{BOI₅be}

A fajlagos iszaphozam láthatóan az iszapkorral, tehát az iszap oxidációjának mértékével csökken. Az ehhez szükséges oxigén, illetőleg levegőmennyiség ellenben értelemszerűen nő, amit az oxigénigény számításánál kell figyelembe venni. A teljes iszaphozam számításához azonban még a foszfor eltávolításával keletkező iszapmennyiséget is figyelembe kell venni, bár annak mennyisége viszonylagosan kisebb.

A biomasszába felvett foszfor iszaphozama 3g szárazanyag / g így eltávolított foszfor. A vegyszerrel eltávolított részre vassal történő kicsapatáskor 6,8 g/g, alumínium esetén pedig 5,3 g/g további iszaphozam számítandó átlagértékként. Belátható, hogy minden lakos után a napi 60 g BOI₅, illetőleg alig valamivel kisebb nagyságú lebegőanyag mennyiség (X_{TS,ZB}/C_{BSB,ZB} $\cong$ 0,8) fajlagos biológiai iszaphozama a teljes tápanyag eltávolításnál 0,8 g iszap szárazanyag /g eltávolított BOI₅, illetőleg 48 g iszap szárazanyag /fő d. Ugyanez az átlagos napi 1,5-2 g lakosonkénti foszforterhelésre 4,5-6 g iszap szárazanyag /g eltávolított foszfor.

Ha az iszap a teljes foszformennyiséget felveszi, akkor számíthatóan az iszap foszfor tartalma 3-4% körüli. Biológiai többletfoszfor eltávolítás (anaerob teres tisztító) nélkül azonban csak 1,5 % körüli foszfortartalom alakul ki az iszapban, s a többletet vegyszerrel kell kicsapatni. A vegyszerigény mértékétől függően a foszfor eltávolításából adódó vegyszeriszap-hozam

láthatóan csaknem meg is duplázódhat, de akkor is csak maximálisan 10 g/fő d körül marad. Ez mutatja, hogy az eleveniszapos szennyvíztisztításnál a foszfor iszaphozama a szerves anyag iszaphozamának csak a 10-20 %-a. Ennyivel kell azt az iszapkor számításánál figyelembe venni.

A fentiek alapján a fajlagos iszaphozamokkal, illetőleg a napi biológiai és foszforterheléssel a **teljes iszaphozam** kiszámolható ($P_x = B_d Y_{BOI} + P_d Y_p$). A biológiai tisztítóban a szükséges iszapkor (Θ_x) biztosításához éppen a napi iszaphozam ennyiszeres mennyiségének megfelelő iszaptömeg ($M_x = P_x \Theta_x$) szükséges. Ez pedig az átlagosan fenntartható 4-5 kg/m³ iszapkoncentráció (X) mellett az azzal számolható ($V_r = M_x / X = P_x \Theta_x / X$) medence-térfogatban biztosítható. A biológiai és foszforterhelés nagysága (B_d és P_d) a fenti, lakossámmal történt számításhoz hasonlóan a tisztítótelep napi szennyvízhozama és annak BOI_5 és összes foszfor koncentrációja alapján is kiszámolható ($B_d = Q_{be} C_{BOI5, be}$, illetőleg $P_d = Q_{be} C_{P, be}$).

A **összes szükséges eleveniszapos medencetérfogat** meghatározása egyben a szükséges anaerob, anoxikus és oxikus reaktortérfogatok meghatározását is jelenti. Ezek megosztása az ATV megfelelő tervezési javaslatában (ATV 131 A, 2000) részleteiben is megtalálható. A lakossági szennyvizeknél ez átlagosan 2 : 6 : 12 napos anaerob : anoxikus : oxikus iszapkor arányokat, illetőleg reaktortérfogat arányokat jelent. A későbbi megfontolásoknál belátható, hogy elvileg ennél kisebb iszapkor is elegendő lehet, ha a foszfor és nitrát határérték valamely esetben kellően nagy koncentráció. Esetlegesen külön denitrifikációra egy telepen akár nincs is szükség.

A denitrifikációhoz szükséges reaktortérfogat számítása többféleképpen is történhet:

- a denitrifikációs sebesség empirikus értékeinek figyelembevételével,
- a heterotrófok szaporodási kinetikájának figyelembevételével,
- a heterotrófok oxigén-felvételi sebességét, valamint annak a befolyásoló tényezőit kísérleti tapasztalatokból figyelembevételével.

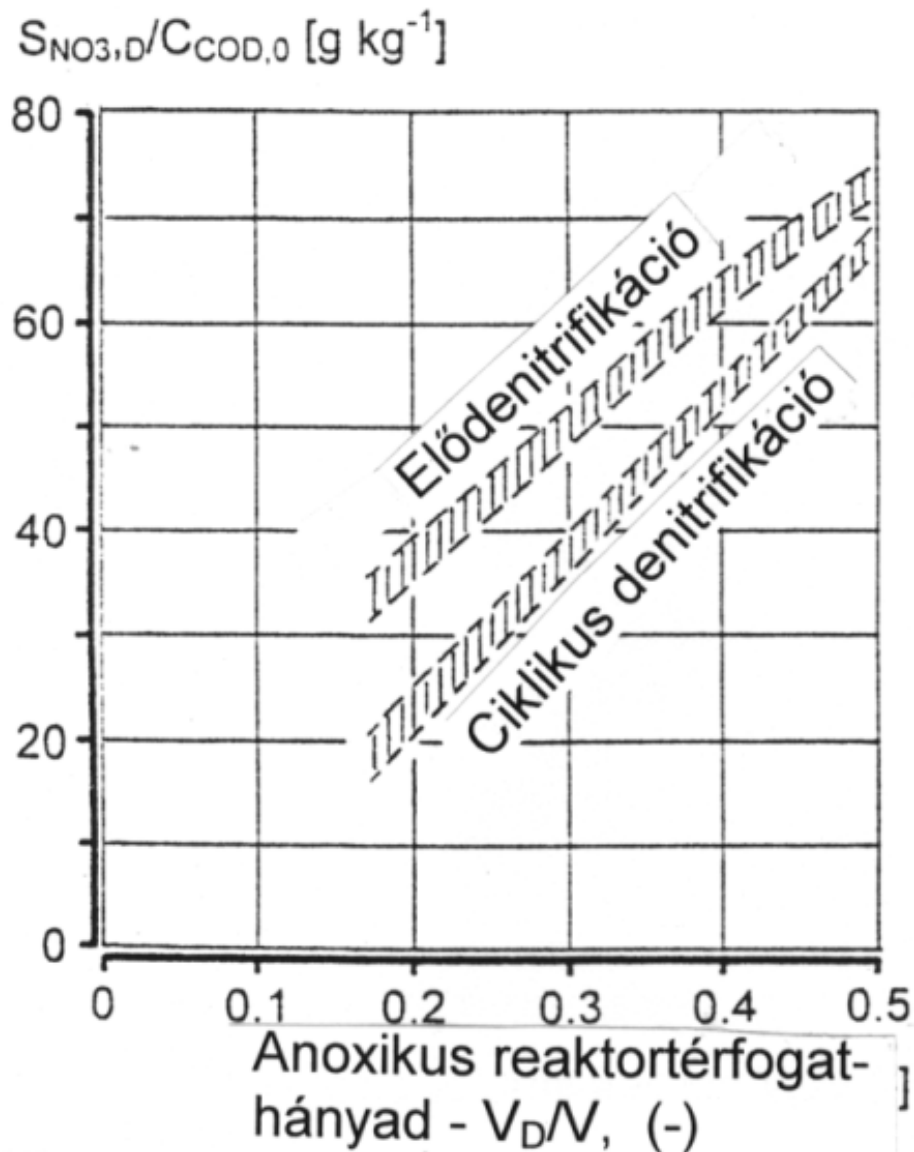
Az empirikus denitrifikációs sebességekre megfelelő adatok találhatók az EPA 1975-ös kézikönyvében. A heterotrófok kinetikai paraméterei alapján történő számításra vonatkozóan Stensel és Barnard (1992) javaslatát célszerű követni.

Tervezés céljából a denitrifikációs reaktortérfogat-hányad meghatározására 10-12 °C közötti szennyvízhőmérsékletre történő tervezésnél az **51. ábra** használható (Kayser, 1999).

A denitrifikációt befolyásoló tényezők között a denitrifikációs térfogat hányada (V_D/V), a tisztítás relatív iszapterhelése, vagy oxigén-felhasználása (OU_C), valamint a nyers szennyvíz KOI/TKN aránya emelhetők ki. Mivel az anoxikus reaktortérfogat (V_D) az iszapkor növelésével és ezzel az egész rendszerre számítható fajlagos térfogati oxigén hasznosítás csökkenésével jár, nem gazdaságos adott határon túl ezzel javítani a denitrifikációt. Pontosabban a tervezésnél nem célszerű $V_D/V = 0,5$ anoxikus térfogathányad fölé menni. Külső karbon forrás, mint pl. metanol vagy acetát anoxikus térbe történő adagolása ilyen esetekben javíthatja a denitrifikáció mértékét. Más megoldás lehet a többlet szerves anyag biztosítására az előülepítésnél keletkező iszap részleges fermentációja, hidrolízise, majd az így keletkező, közvetlenül felvehető szerves tápanyag visszajuttatása a megfelelő reaktortérbe (Barnard, 1992).

Az oxigénbevitel rendszerint levegővel történik, bár napjainkban az oxigénben dúsított levegő alkalmazása kezd népszerűvé válni a nagy terhelésű, különösen a csak ipari szennyvizek előtisztítást végző eleveniszapos megoldásoknál. A kezdeti időszakban az eleveniszapos medencéket finombuborékos levegőztetéssel látták el. A kerámia diffúzorok gyakori eltömődése miatt kerültek ebben az időszakban kifejlesztésre és széleskörű elterjedésre a felületi levegőztetők. Bolton 1921-ben használt először függőleges tengelyű felületi levegőztetőt. 1965-től kezdődően ez a levegőztető típus világszerte széles körben elterjedt kis és nagy telepeken egyaránt. Hollandiában 1925-ben Kessener készítette az első vízszintes tengelyű keverőlapátos levegőztetőt (Kessener kefe), melyet körcsatornás, finombuborékos levegőztetővel ellátott rendszerbe telepítettek (von der Emde, 1964). Az ilyen típusú felszíni levegőztetőket ugyancsak a '60-as években kerültek nagy számban beépítésre a nagyterhelésű eleveniszapos tisztítóknál az oxigénellátás növelésére. Pasveer (1958) a Kessener-kefét a levegőztetés, valamint a folyadék keverésének az egyidejű biztosítására építette be egy oxidációs árokba. 1965-től kezdődően azután mintegy egy méter átmérőjű, vízszintes mamutrotorok beépítésére is sor került a zárt cirkulációjú oxidációs árkokba, medencékbe. Más levegőztetési lehetőség nyílt meg a függőleges tengelyű levegőztetők beépítésével és a folyadék propellerekkel történő kényszer-konvekciójának biztosításával (Zeper és De Man,

1970). Mindkét említett rendszert jelenleg is alkalmazzák kis és nagy szennyvíztisztítóknál egyaránt.



51. ábra. A denitrifikáló medencetérfogat-hányad megválasztása a rendszerkialakítás és a tisztítandó szennyvíz KOL-je függvényében.

A membrán levegőztetők 1970 körüli ugrásszerű fejlődése után ez a megoldás vált ismét népszerűvé. Megfelelő, ha a levegőztetéssel kellő turbulencia biztosítható az iszaprészek kiüledésének megakadályozására. Hogy az energiaigényt a levegőztetésnél minimalizálja, Imhoff már 1924-ben kis terhelésű eleveniszapos rendszereinél vízszintes tengelyű keverőt épített be a levegőztető medencébe a finombuborékos levegőztetésnél. Miután Pasveer és Sweeris (1962) megállapította, hogy vízszintes folyadékaramba történő levegőbevitel esetén az oxigénátadás javítható. Erre a megoldásra 1970 körül a Menzel-cég kis sebességű

propellereket épített be egy finombuborékos diffúzorokkal levegőztető körmedencébe. Napjainkban a hengeres medencekialakítás vagy körbezárt csatornarendszer esetén a membrán-diffúzorok alkalmazása a keverőkkel történő vízszintes irányú folyadékmozgatás kombinálásával népszerű, különösen a hatásosabb ciklikus levegőztetés révén jobb hatásfokú denitrifikációra (nitrogéneltávolítás) tervezett rendszereknél.

Az ipari szennyvizek tartalmazhatnak olyan anyagokat is, melyek a kerámia vagy gumimembrán diffúzorokon kiválnak, kikristályosodnak. Tartalmazhatnak ezek a szennyvizek a membránok felületét eltömítő zsírokat, vagy olyan anyagokat, melyek a membrán anyagát is tönkretesznek. A felületi vagy durvabuborékos levegőztetés sztatikus keverőkkel ezért jobb megoldás is lehet az ilyen szennyvizek tisztításánál. Mélyebb levegőztetőmedencéknél a centrifugál szivattyús, vagy turbinás levegőztetés igen kedvező. Ez a durva buborékos levegőztetés és intenzív nyíróhatás olyan kombinációja, amely a nagy buborékokat apró méretű buborékokká aprítja. A vízszugárszivattyú elven működő levegőztetés hasonlóan elterjedt, különösen az Egyesült Államokban. Ennél is igen finom buborékok keletkeznek a fellépő nagy nyíró hatás eredményeként.

A levegőztető medencéket kezdetben négyszögletes alaprajzzal és a fenéken egyenletes levegőztető elem elosztással építették ki. A szennyvíz és a recirkuláltatott iszap a medence egyik végén került bevezetésre, majd a szemben lévő végén távozott. A belépő ponton a nagy oxigénfelvételi sebesség következtében az oldott oxigén koncentrációja minimálisra csökkent, csaknem nulla lett. Ezt elkerülendő, a belépési pont körül a levegőztető elemeket nagyobb sűrűséggel helyezték el, mint a medence további részében. Az ilyen levegőztetést lépcsőzetes levegőztetésnek nevezték el, mint azt a korábbi fejezetekben is láthattuk.

Fontosnak bizonyult a levegőztetőelemek elhelyezési mélysége is. A legolcsóbb bevitel a membrándiffúzorokkal adódott, ha azokhoz a komprimált levegőt fúvóval állították elő. A fúvók optimális kompressziója azonban 0,6 at túlnyomás volt, ami mintegy 4-4,5 m mélységű levegőztető elem elhelyezést tesz lehetővé. A medencék mélysége ilyenkor nem haladja meg az 5 métert. Vannak persze nagyobb nyomással üzemelő mélylevegőztetések kis, az oxigén jobb kihasználásának elérésére (toronybiológia, kútbiológia), azonban amit itt az oxigénbevitelnél megspórolnak, elvesztik a levegő komprimálásának a nagyobb fajlagos költségénél.

Az **anoxikus és anaerob medencéknél** a mélységi korlátozás ugyan nem áll fenn, a telepeket azonban az egyszerűbb kiépítés miatt célszerű azonos mélységű medencékkel építeni. Ezekben a medencékben az iszapos víz folyamatos mozgásban tartása, **keverése elengedhetetlen**. A kitűzött cél egyébként többféle konfigurációban (reaktor-elrendezésben) kiépített rendszerrel is biztosítható.

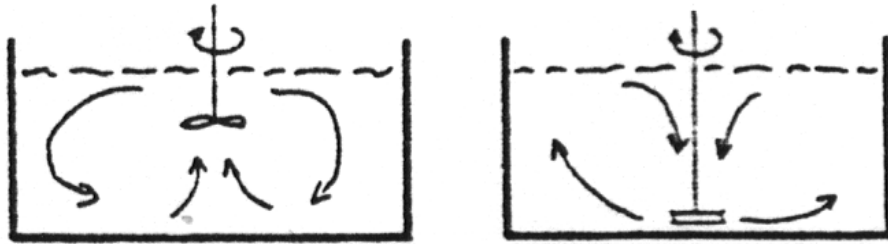
A tervezést ismertető anyagok ritkán tárgyalják részleteiben a **levegőbevitelt** biztosító **levegősűrítő, szállító és elosztó rendszer** tervezését. Erre azért nem kerül sor, mert ezen a típuson túl más, mechanikus levegő diszpergálás elvén működő levegőztető rendszerek is alkalmasak arra, mint az ejektoros és mechanikus lapátkeverős levegőztetők. Mindegyik típus gyors és folyamatos fejlesztés alatt áll, ezért tervezésük egységesítése sem alakulhatott ki kellő mértékben, illetőleg az utóbbiak későbbi beépítésére is bármikor lehetőség adódhat.

A denitrifikáció céljára szolgáló, keverővel ellátott medencék négyzet, nyújtott téglalap vagy kör keresztmetszetűek is lehetnek, melyeknek a közepében helyezhetők el a megfelelő méretű, teljesítményű keverők (**52. ábra**). A téglalap alakú medencék, mint az ábrán is látható, négyzet alakú medencék sorozataként is kialakíthatók. A zárt köráramlást biztosító medencéknél vagy medencerendszereknél megfelelő zárt köráramlás biztosítható vízszintes tengelyű keverőkkel, valamint függőleges tengelyű levegőztetőkkel is.

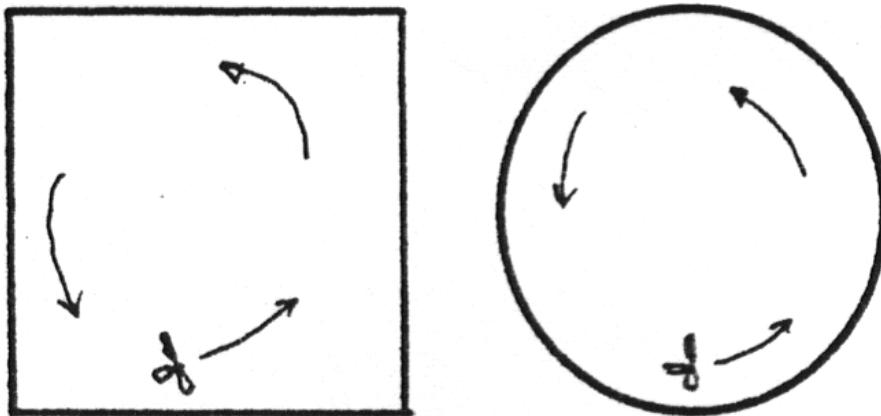
A finom buborékos levegőztetők bármelyik keverés típus esetén beépíthetők. A vízszintes tengelyű, felületi levegőztetéssel ellátott egységeket általában négyszög vagy téglalap alaprajzzal építik ki, mint az az **53. ábra** is látható.

A ciklikus levegőztetés elsősorban a köráramlást biztosító medencerendszerek esetében javasolható. Az ilyen egységeknél természetesen mind a levegőztetést, mind a keverést más-más berendezések is biztosíthatják. A keverést meg lehet oldani a medencére keresztben felfüggesztett, vízszintes tengelyű forgó keverőkkel is, de lehetséges, hogy a hídra vagy a híd alá a medence fenekére egyidejűleg levegőztető elemeket is helyezzenek, mint azt az **54. ábra** mutatja.

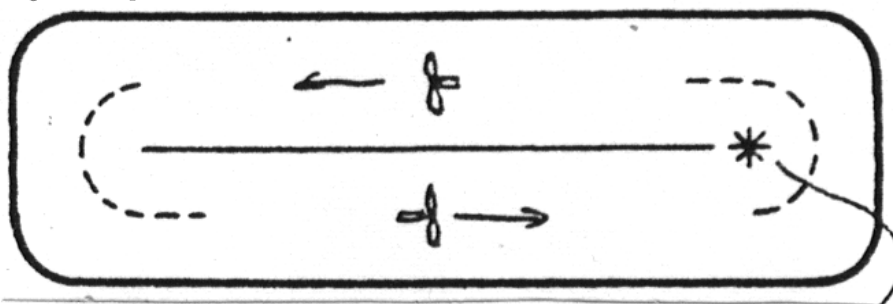
Függőleges tengelyű keverők (metszeti kép)



Vízszintes tengelyű propeller- keverők (felülnézet)



Zárt folyadékáramok propeller keverőkkel

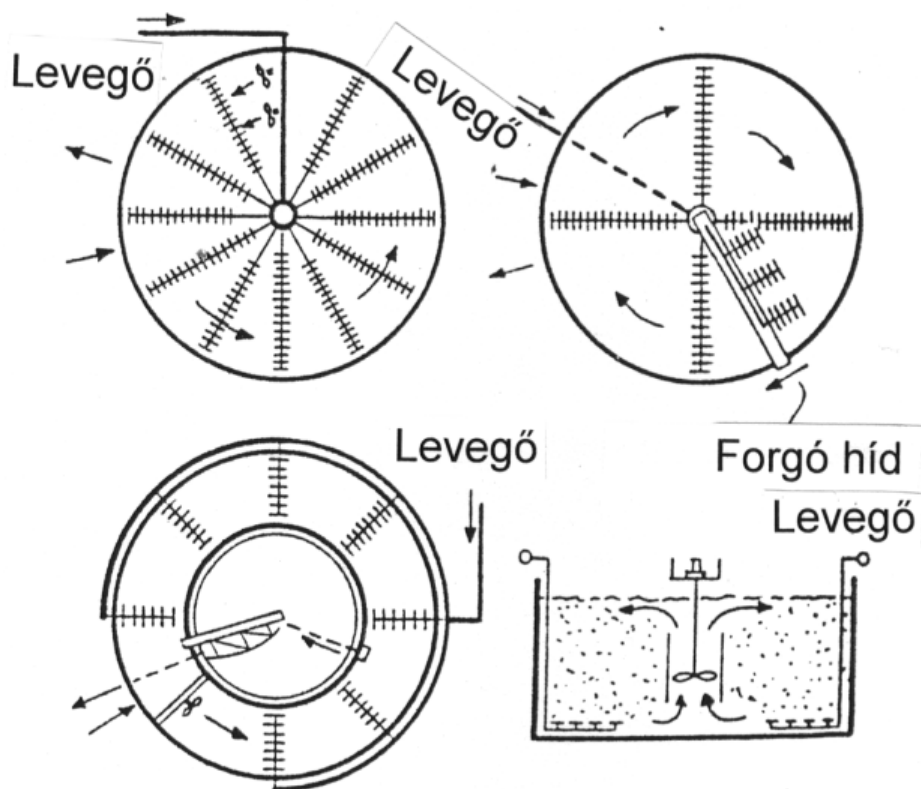


Alternatíva: függőleges tengelyű keverő

52. ábra. A denitrifikáló medencék keverésének lehetséges kialakításai.

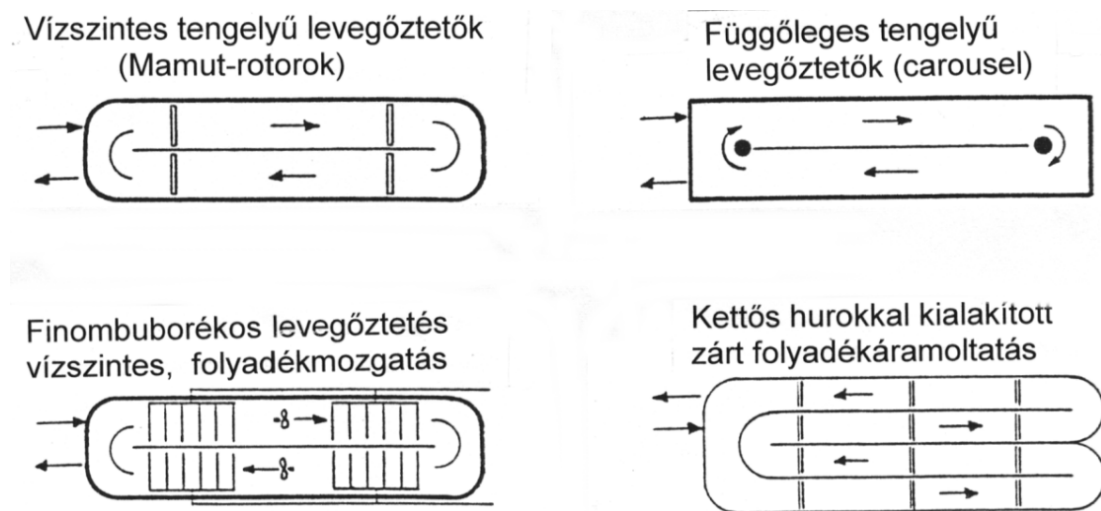


53. ábra. Levegőztető medencék függőleges tengelyű felületi levegőztetőkkal.



54. ábra. Tipikus medencekialakítás ciklikus levegőztetés esetén

Mivel a ciklikus levegőztetés esetén a levegőbevitelt időszakosan meg kell szüntetni, az ilyen rendszereknél célszerű az elzáródást vagy eltömődést gyakorlatilag meggátló levegőztető rendszerek, mint például a membrándiffúzorok alkalmazása. A szimultán nitrifikáció és denitrifikáció a gyakorlatban általában a köráramlást biztosító, zárt medencerendszerek esetében kerül kialakításra (55. ábra), ahol vízszintes tengelyű felületi rotorok, ún. mamutrotorok biztosítják a levegőbevitelt és egyidejűleg a keverést, folyadékmozgatást is.



55. ábra. Tipikus medencekialakítás szimultán denitrifikáció és nitrifikáció esetén.

Szimultán denitrifikáció kialakítható hasonló medencerendszerekben függőleges tengelyű keverőkkel is, mint például a Carroussel-rendszereknél, ahol azok elsősorban a keverést biztosítják. Szimultán denitrifikációt finombuborékos levegőztetéssel is biztosíthatnak az ilyen zárt áramlási rendszerek, amikor is a levegőztető elemeket célszerűen csak a medence fenekének egy részére vagy az áramlási irányban csak egyes medencerészekbe kell kiépíteni.

A **levegőigényt** egyébként a biológiai átalakítások oxigénigényéből lehet kiszámítani. Ez részben a szerves anyag, részben az ammónium oxidációjának az oxigénszükséglete. Az utóbbi azonban a denitrifikációnál részben ismételten felhasználásra kerül a szerves anyag oxidációjára, ezért azt az összes oxigénigényénél korrekcióként figyelembe kell venni. A **szerves anyag oxigénigénye** az iszaphozam számítására használt képlethez hasonló formula alapján is számolható, de ekkor az ott bemutatotthoz hasonlóan a fajlagos oxigénigény iszapkor függését is figyelembe kell venni (16. táblázat).

16. táblázat. A szerves anyag átalakításához szükséges oxigénigény (OCBOI₅, kg O₂/kg BOI₅) meghatározása az átlagos iszapkor és a vízhőmérséklet függvényében. (CKOI_{be}/CBOI_{5be}<2,0 esetén)

	Iszapkor napokban					
T (°C)	4	8	10	15	20	25
10	0,85	0,99	1,04	1,13	1,18	1,22
12	0,87	1,02	1,07	1,15	1,21	1,24
15	0,92	1,07	1,12	1,19	1,24	1,27
18	0,96	1,11	1,16	1,23	1,27	1,30
20	0,99	1,14	1,18	1,25	1,29	1,32

A szerves anyag átalakításának a fajlagos oxigénigénye láthatóan 0,9 és 1,3 kg O₂/kg BOI₅ között változik. Ehhez adódik a csak nitrifikálendő, valamint a nitrifikálendő, majd denitrifikálendő nitrogénterhelésnek az oxigénigénye. A **többletnitrogén eltávolításának az oxigénigénye** (ON) a tisztítandó szennyvíz szerves anyag (BOI₅) és TKN koncentrációja, valamint a befogadóra előírt ammónium és összes nitrogén határértékek alapján számítható. Az utóbbiak számítása 4,6 és 1,8 kg O₂/kg TKN fajlagos értékekkel történhet. Közülük az első az ammónium nitráttá történő alakításának, a második az elemi nitrogénné alakításának a fajlagos oxigénigénye.

A számítást a következő **egyszerűsített példa** érzékelteti (Kárpáti, 2004). A lakossági szennyvizek nitrát tartalma rendszerint elhanyagolható. A lakosonként feldolgozandó szerves anyag terhelésből (lásd korábban) mintegy 48 g/d fölösiszap keletkezik. Ennek a nitrogén tartalma átlagosan 5-6 %, bár ez is az iszapkor függvénye. Az iszapba így alig 2,5 g/fő d redukált formájú nitrogén kerül felvételre. Mivel a lakosság átlagos nitrogén kibocsátása naponta 12-14 g/fő, mintegy 10 g/fő d további kezelése szükséges. Napi 120 liter vízfogyasztást tekintve átlagosnak, ez a maradék (10 g/fő d / 0,12 m³/d = 83 mg/l ammónium maradékot jelent.

A számítást bonyolítja a régi-új hazai szabályozás, amely szerint maximálisan 10-30 mg/l maradhat a határérték miatt ammónium-nitrogén formában a tisztított elfolyó vízben, ami igen laza előírás, de a korábban már említettek miatt a kis telepeken a téli szennyvízhőmérsékletnél ettől függetlenül tarthatatlan. Komplikáltsága miatt ezért a kis telepek esetét nem is számolva egy olyan példát vizsgáljunk, amely az EU 271/1991 >10 ezer terheléstartományba tartozik. Ennél nincs ammónium határérték, de a TN 10-15 mg/l határértéke behatárolja, hogy jól kell

nitrifikálni ($<5 \text{ mg NH}_4\text{-N / l}$ tartása célszerű), s emellett jó hatásfokú denitrifikálás is szükséges ($5\text{-}10 \text{ mg NO}_3\text{-N/l}$ maradhat az elfolyó vízben).

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás persze úgy működik, hogy vagy megfelelő a nitrifikáció, s akkor $1\text{-}2$, maximum 5 mg/l ammónium marad csak a tisztítás után a kommunális szennyvízben, vagy nem, amikor viszont a nitrifikáció akár teljesen leáll. A hazai $10\text{-}30 \text{ mg NH}_4\text{-N / l}$ tartása a tisztításnál tehát nem egyszerű feladat. Mint látható a fenti számításból, a nitrifikáció leállása esetén ott 83 mg/l ammónium maradék jelentkezik. Ekkor persze nincs is mit denitrifikálni sem, miközben a határértékek többszörösének megfelelő ammónium koncentrációval kerül a szemre egyébként kristálytisza elfolyó víz a befogadóba.

Az EU 271/1991-es előírás szerint ilyenkor (10 ezer LE feletti terhelésű telepeknél) a mintegy 83 mg/l ammónium-nitrogénből maximálisan csak 5 mg/l lesz az a nitrogén rész, amit nem kell nitrifikálni, hanem ammóniaként a befogadóba mehet. A befogadó összes nitrogén határértéke miatt ilyenkor $5\text{-}10 \text{ mg/l}$ nitrogén rész kerülhet ki nitrátként ugyanoda. $68\text{-}73 \text{ mg/l}$ eredeti TKN-t ugyanakkor nitrifikálni és denitrifikálni is kell. A fajlagos vízfelhasználással megszorozva ezeket az értékeket, megkapható, hogy a lakos egyenértéknyi TKN szennyezés iszapba nem kerülő részét milyen részarányban kell nitráttá, illetőleg nitrogénné alakítani a tisztításnál. $5 \text{ mg/l} \times 120 \text{ l/fő d} = 0,6 \text{ g/fő d}$ mennyiség ammóniaként távozhat (az érzékeny befogadónál ennek csak a két ötöde), $5\text{-}10 \text{ mg/l} \times 120 \text{ l/fő d} = 0,6\text{-}1,2 \text{ g/fő d}$ nitrátként kerülhet a befogadóba, $68\text{-}73 \times 120 \text{ l/fő d} = 8,16\text{-}8,76 \text{ g/fő d}$ pedig denitrifikálandó. Ez a $10\text{-}100$ ezer LE határértékeire számolva oxigénigényben $1,2 \times 4,6 + 8,16 \times 1,8 = 5,5 + 14,7 = 20,2 \text{ g O}_2/\text{fő d}$ fajlagos oxigénigényt jelent egy lakos átlagos nitrogén-szennyezésének a feldolgozására.

Mivel a gyakorlatban inkább a 15 mg/l értékhez lesz közelebb a nitrát koncentráció, ugyanakkor 5 mg/l alatti ammónium kibocsátás a jellemző, a számított értéknél nagyobb, inkább $25 \text{ g O}_2/\text{fő d}$ az előbb számított fajlagos oxigén-felhasználás. Tovább növeli ezt, hogy az iszapban megkötött nitrogén fele az anaerob iszaprothasztásnál visszaoldódik, csaknem 20% -al megnövelve a rothasztóval üzemelő telepek belépő ammónium koncentrációját, s így a nitrogéneltávolításra fordítandó oxigénigényt, Ami így már átlagosan $30 \text{ g O}_2/\text{fő d}$ körüli lesz. A fenti fajlagosoknak megfelelően ugyanakkor ennél is nagyobb mértékben növelheti az oxigénigényt a rossz denitrifikáció, amit pedig a régi-új rendelet nálunk megengedhet. Ez igen nagy oxigénpazarlást, többletlevegőztetést, energiapazarlást eredményezhet. Ennek

ellentételeként jelentkezik az anoxikus medencék kisebb térfogatigénye, beruházási költség megtakarítása.

Megállapítható azonban a fenti megfontolások alapján, hogy a lakosonkénti átlagos **összes oxigénigény** a szennyvíztisztításnál a szerves anyag $60 \text{ g BOI}_5/\text{fő d} \times 1,25 \text{ g O}_2/\text{g BOI}_5 = 75 \text{ g O}_2/\text{fő d}$, valamint a nitrogén eltávolításának az előbb számított $25\text{-}30 \text{ g O}_2/\text{fő d}$ fajlagos értékeiből adódik össze. Ez összességében $100\text{-}105 \text{ g/fő d}$ oxigénigény. Látható az is, hogy rendes nitrifikáció/denitrifikáció (befogadó védelem) esetén nem a nitrogéneltávolítás fajlagos oxigénigénye a nagyobb, az csak az összes oxigénigény mintegy 30 %-a. Ha azonban azt a szélsőséges esetet számítjuk, amikor egy hazai telepnek 10 mg/l ammónium határértékre kell tisztítania nitrát határérték nélkül, ezek a fajlagos értékek egészen másként alakulnak. Figyelembe kell azonban ilyenkor is venni, hogy a levegőztetett medencében a keletkező nitrátnak átlagban a negyede szimultán folyamatban (iszappelyhek belsejében fellépő oxigénhiány eredményeként) nitrogénné redukálódik. Ez persze csak megfelelő oxigénbevitel szabályozás, s nem a szükségtelen túlvegőztetés esetén jogos.

Ilyen számításnál a 83 mg/l ammóniumból 10 mg/l a tisztított vízben marad ($10 \text{ mg/l} \times 120 \text{ l/fő d} = 1,2 \text{ g/fő d}$), a nitrifikált 73 mg/l -ből pedig 18 denitrifikálódik, 55 mg/l pedig $\text{NO}_3\text{-N}$ formájában, 243 mg/l nitrát koncentrációt eredményezve a befogadóba kerül. Ennek a változatnak a fajlagos oxigénigénye $(55 \times 120 \text{ l/fő d}) \times 4,6 + (18 \times 120 \text{ l/fő d}) \times 1,8 = 30,36 + 3,9 = 34,32 \text{ g O}_2/\text{fő d}$ fajlagos oxigénigényt jelent egy lakos átlagos nitrogén-szennyezésének a feldolgozására. Értelemszerűen ez is nő mintegy 20 %-al az iszaprothasztás miatt, amivel már $41 \text{ g O}_2/\text{fő d}$ fajlagos oxigénigényt jelet. Ez a nitrogéneltávolítás oxigénigényében az ilyen üzemeltetés esetén 35 % körüli növekedést, de a teljes oxigénigényben csak 10 % körüli oxigénigény növekedést jelent.

A fajlagos oxigénigény **fajlagos levegőigényre** is átszámolható. A levegő bevitelére alkalmazott berendezések fajlagos hatékonyságának az ismeretében ($1\text{-}2,5 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$) azonban egyszerűbb közvetlenül **villamos teljesítmény igényre**, vagy a levegőztetés **elektromos áram költségére** átszámolni. Láthatóan azok százalékos növekedése a különböző technológia változatok esetén megegyezik az oxigénigény növekedésével.

További eszköz és költségigényt jelent a tisztításnál a **levegőztető berendezések vezérlése, szabályozása** is. A levegő-beviteli kapacitást általában jóval a napi átlag fölé, annak

többszörösére kell tervezni (Kayser, 2002), hogy a csúcsterhelés időszakában is elegendő oxigénkoncentrációt legyen a levegőztetett medencékben a nitrifikáció biztosítására ($1,5 \text{ mg/l} < \text{DO} < 2,5 \text{ mg/l}$). A kisebb terhelésű időszakokban ugyanakkor a túlvegőztetés megakadályozására, azaz ugyanolyan oxigénkoncentráció tartására a levegőbevitelt vissza kell szabályozni a mindenkori igénynek megfelelően. Ehhez oxigénkoncentráció mérő műszerre, jelfeldolgozó egységre, PLC-re, számítógépre, a fűvő, vagy az egyéb levegő beviteli egységek megfelelő szabályozására van szükség. A korszerű telepeken a levegőztetés ilyen optimalizálása, költségcsökkentése ma már elengedhetetlen igény, ami nem csak költségmegtakarítás, de egyidejűleg beruházási és üzemeltetési költség is.

A denitrifikáció érdekében a levegőztető medencéből a nitrátot tartalmazó iszapos vizet általában a befolyó vízhozam többszörösének megfelelő áramban folyamatosan vissza kell vezetni az anoxikus medencetérbe (**belső recirkuláció**), annak a nitrát szükségletének a kielégítésére. Ez biztosítja értelemszerűen a megkívánt denitrifikációt. A recirkuláció nagysága (mértéke - R_b) ezért éppen a denitrifikációs hányadból ($\eta_{\text{den}} = R_i + R_b / 1 + R_i + R_b$) számítható, de itt is figyelembe kell venni, hogy a levegőztetett medencében a keletkező nitrátnak átlagban a negyede szimultán folyamatban nitrogénné redukálódik. Az iszaprecirkuláció hányad (R_i) általában egy körüli (100%), ugyanakkor az R_b értéke rendszerint ennek a többszöröse, ha van nitrát, vagy TN határérték. Mivel a régi-új követelmények esetén folyóvizeknél elvileg nincs, csak a hatósági módosítás (egyedi határérték) esetén jelent ennek a tervezése feladatot szennyvíztisztítóinknak. Ha a 9/2002 netán mégis életbe lépne a jövőben, a 10 ezer LE terhelés feletti telepeknél nagyobb, 3-4 körüli, az általános kategóriájú befogadókba vezetett kisebb telepeknél ugyanakkor lényegesen kisebb, 1-1,5 körüli R_b értéket kellene tartani.

A biológiai rész után mindig szükség van **utóülepítőre** a biológiai munkát végző iszap elválasztására, visszaforgatására, sokszori ciklikus munkára fogására. Ennek a méretezése az előülepítőhöz hasonlóan a felületi folyadékterhelés alapján történik. Az ülepítő felületére számított folyadékterhelés célszerűen 0,4-0,6 m/h között javasolható. Szokásos azt a mértékadó átlagos folyadékterhelésre számolni, de a nagyobb telepek esetén a 24 órás átlagos vízhozam is használható. A vízmélység ezeknél is átlagosan 2-3 m között változhat. A medencefenékre ülepedő iszapot ennél is alkalmas kotrószerkezetnek kell az iszapzsompa összegyűjteni. A Dortmundi-típusú ülepítőknél a nagy fenékfal meredekség miatt az iszap magától lecsúszik a legmélyebb pontra, ahonnan a recirkuláltatás (R_i) a legcélszerűbb. Az

iszapelvétel történhet gravitációsan és szivattyúzással is az iszap gyengébb sűrűsödési hajlamának megfelelően. Ez az **iszap** kerül **vi sszavitelre** (R_i) **az eleveniszapos medencesorra**, közelítőleg hasonló nagyságú folyadékárammal, mint amennyi a telepre érkező szennyvíz. A recirkuláltatott iszap mennyiségének szabályozása hazánkban nem gyakorlat.

Az utóülepítőben azon túl, hogy fő feladata a lebegő részek fizikai szeparációja, elválasztása, egyidejűleg biológiai folyamatok is folynak a mindenkori tápanyag-ellátottságnak megfelelően, illetőleg sebességgel. Zavaró lehet ott a denitrifikáció olyan sebessége, vagy mértéke, amely a keletkező nitrogén kiválása miatt az iszap flotációját, felúszását eredményezheti. Ez az iszap elválasztását zavarja, iszapkihordást okozhat az elfolyó vízzel, ami elsődlegesen a KOI, és foszfor koncentrációját növeli a tisztított vízben. Az utóülepítő felszínén kialakuló vastag iszapréteg ezen túl az iszapjának a hidrolízise miatt az elfolyó víz ammónium tartalmát is növelheti. Az utóülepítő fenekén kialakuló pangó iszapréteg is eredményezhet hasonló hatást, sőt a rendszerben kialakuló ciklikus foszfor leadást és felvételt is nagymértékben befolyásolhatja, tönkretetheti. A rothadó rétegben keletkező szulfid a nitrifikáló mikroorganizmusok tevékenységére is igen káros, mérgező, ezért azt amennyire csak lehet, meg kell akadályozni.

A **tisztított víz elvételének** a részletei a torlófal, bukók és a gyűjtőcsatorna kialakítását érintik. Az esetleges iszapfelúszás és lebegőanyag kihordás miatt ezek megfelelő méretezése elengedhetetlen. A utóülepítő felületén kialakuló iszapréteget vissza kell juttatni az eleveniszapos medencékbe, ami megfelelő gyűjtő, esetleg szállítórendszert is igényelhet. A felúszó iszapot lefölező alkalmatosságok az előző részegységei.

Az esetek többségében elengedhetetlen műveleti igény az utóülepítőből elfolyó, tisztított víz **fertőtlenítése** is, amely azonban egy viszonylag egyszerű, mintegy fél órás hidraulikus tartózkodási időt biztosító medencében a szükséges vegyszer adagolásával akár statikus keveréssel (statikus mixer, labirintus) is kivitelezhető.

Az eleveniszapos rendszerből folyamatosan, vagy ciklikusan elvételre kerülő **fölősiszap** (iszapkoncentráció, s azzal az iszapkor megkívánt értéken tartása) az előülepítés elhagyása esetén (nem keletkezik primer iszap) többnyire kellően stabilizált biomassza. Ellenkező esetben a primer és szekunder iszapok keverékét további levegőztetéssel (oxikus stabilizáció)

célszerű a kis telepeken utókezelni. Anaerob iszaprothasztóval rendelkező nagyobb telepeknél az iszapok stabilizációja abban történik. Ezeket a műveleteket megelőzően azonban az ilyen iszapokat 4-6 % szárazanyag tartalomra kell sűríteni gravitációs, vagy gépi elővíztelenítéssel. Mindkét esetben a keletkező iszapvizet a rendszer elejére, vagy közvetlenül az első biológiai medencébe célszerű visszavezetni. Ezt a telep elején levő átemelő medencéből biztosíthatják

Nem foglalkoznak különösebben a szennyvíztisztítás tervezését részletező anyagok a **folyadékmozgatás berendezéseivel** sem, hiszen beépítésük a piaci ajánlat függvénye. Egyszerűen megadják a szükséges szállítókapaacitást (Q_{be} , R_i , R_b). Mindegyik áram lehet vezérelt, vagy szabályozott is. Nagyságát illetően az első a szennyvízhozamtól, második a szennyvíziszap ülepedési jellemzőitől, harmadik pedig a szennyvíz koncentrációjától, összetételétől és a befogadó ammónium és nitrát határértékeitől függ. A mennyiségeknek, valamint az emelőmagasságoknak az ismeretében kiválaszthatók és beépíthetők a szükséges folyadék és iszapszivattyúk. Ezek különböző típusainak a garantált használati ideje, üzembiztonsága, garanciális szervizelése is nagyon eltérő, így a szivattyúk kiválasztása a fűvókéhoz (levegőbevitel) hasonlóan csakis megfelelő szakmai tapasztalat alapján történhet, s talán ezért is nem képezheti az általános ismeretek tárgyát. Az üzemeltetőnek ugyanakkor pontosan ezekkel a gyakoribb meghibásodásra hajlamos gépészeti berendezésekkel gyűlik meg nap, mint nap a baja (javítások, cserék, karbantartások és felújítások, illetőleg kisebb technológiai módosítások esetén).

Az eleveniszapos szennyvíztisztítók különös, de újabban ismét egyre jobban kedvelt típusát jelentik a **szakaszos betáplálású, ciklikus üzemű rendszerek**. Ezeknél az utóülepítés is magában a biológiai reaktor terében történik. Az ülepítés idején a rendszernek háborítatlannak kell lennie. Számos megoldásnál ugyanakkor ebben az időszakban az iszapréteg alá, egyenletes, lassú elosztásban friss szennyvizet vezetnek be a biológiai többletfoszfor eltávolítás fokozására. Az ülepítést rövid tiszta víz eltávolítási, vagy dekantálási szakasz követi. Ekkor célszerű a fölősiszap elvétele is, amikor arra szükség van. Ezt követően kezdődik a medenceterek gyors, ismételt feltöltése a tisztítandó szennyvízzel, megfelelő kezelési program szerint, az anoxikus / anaerob / aerob szakaszok célirányos váltogatásával (Morgenroth és Wilderer, 2002).

A térben ciklikus eleveniszapos rendszerekkel szemben az időben ciklikus üzemeltetésű telepeknél nem kell az iszap visszaforgatására (R_i) és a belső folyadékmozgatásra (R_b) az

iszapos medencébe külön szivattyúkat beépíteni. A folyadék időben programozott átkeverése, amit keverőkkel, vagy éppen keverést végző szivattyúkkal kell megoldani, ugyanakkor elengedhetetlen. Ma már ennél a típusnál is alkalmaznak szelektorteres megoldást, amely az iszapduzzadás visszaszorítását segíti elő, s ugyanakkor a fogadótér elkülönítése révén szeparált anaerob teret, és laminárisabb folyadék bevezetést is biztosít az ülepítési ciklusban a lényegesen nagyobb térfogatú fő egységbe.

Hivatkozások

ATV 131 A, 2000

BARNARD, J.L. (1992). Design of prefermentation process in: *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Nutrient Removal* (RANGAL C. W., BARNARD, J. L., STENSEL, H. D., Eds.), pp. 85-89. Lancaster, PA: Technomic Publishing Co.

EPA 1975-ös kézikönyvében

Kárpáti, Á. (2002): Szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítás /SBR/. 50-64. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 97.

Kayser, R. (2001) Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése. 16-62. Szerk.: Kárpáti, Á., A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei - Ismertgyűjtemény No. 1. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 102.

Morgenroth, E – Peter A. Wilderer, P. A. (2002) Folyamatos és szakaszos átfolyású vagy betáplálású (SBR) eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek összehasonlítása. 64-82. Szerk.: Kárpáti, Á., Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 3. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 98.

PASVEER, A. (1958). Abwasserreinigung im Oxidationsgraben, *Bauamt und Gemeindebatt* **31**. 78-85.

PASVEER, A., SWEERIS, S. (1962). A New Development in Diffused Air Aeration. *T. N. O. Working Report A 27*. Delft, NL: TNO.

STENSEL, H. D., BARNARD, J. L., (1992). Principles of biological nutrient removal, in: *Design and Retrofit of Wastewater Treatment Plants for Nutrient Removal* (RANDAL, C. W., BARNARD, J. L., STENSEL, H. D., Eds.). pp. 25-84. Lancaster, PA: Technomic Publishing Co.

VON DER EMDE, W. (1964). Die Geschichte des Belebungsverfahrens. *gwf Wasser Abwasser* **105**. 755-780.

ZEPER, J., DE MAN, A. (1970). New developments in the design of activated sludge tanks with low BOD loadings, in: *Advances in Water Pollution Research*, Vol. 1 (JENKINS, S. H., Ed.). pp. H-8/1-10. Oxford: Pergamon Press.

4.10 Biofilmes szennyvíztisztítás

A biofilmes rendszerek az eleveniszaposakhoz képest napjainkban még kevésbé alkalmazottak. Míg az eleveniszapos rendszereknél függetlenül a fajlagos terhelésüktől, a megfelelő üzemeltetés alapfeltétele a keletkező iszap ülepíthetősége, jó hatásfokú iszapvisszatartás elérése, a biofilm nagyobb rugalmasságot biztosít ebben a tekintetben. A mikroorganizmusok immobilizálása egy adott rendszerben a biomassza visszatartásának tehát egy másik lehetősége a folyamatos átfolyású reaktorokban. Különösen fontos ez a lassan szaporodó mikroorganizmusokat illetően. Ez megfelelő biofilm-hordozó felület biztosításával, vagy a baktériumok megfelelő gél anyagba történő immobilizálásával érhető el. A továbbiakban csak az első változat rövid bemutatására kerül sor. A mikroorganizmusok ilyenkor valamilyen inert hordozó felületéhez tapadnak, s azon váltakozó vastagságú biológiai hártóréteget alakítanak ki.

A biofilm közösségében élő mikroorganizmusok az eleveniszapos rendszerek iszap pelyhecskéinek többszörösen nagyobb méretű kolóniát alkotnak. Kapcsolatukat a vízfázissal, abból történő tápanyagellátásuk ezért azt eleveniszapostól lényegesen eltérő lesz. A gömbszerű, folyamatosan megújuló iszappelyhekben az anyagok konvekciója jelentős, míg a lapszerűen kiépülő biofilmekben a diffúzió lesz az anyagtranszport meghatározója. Szükségszerűen az egy irányúvá korlátozott tápanyag diffúzió ugyanilyen irányú tápanyag limitációt is eredményez, ami a biofilm mélysége szerint rendeződő mikrobiális szelekciót eredményez.

Míg a biofilmekben a biológiai átalakítás a fenti értelemben korlátozott, a biofilm szaporulata kisebb-nagyobb film részek leszakadásával és kimosódásával hagyja el a rendszert. Elkerülhetetlen, hogy a biofilm adszorpcióval és szűrő hatásával is magához kössön a szennyvízből lebegő részecskéket, melyek egy idő után eredeti, vagy átalakított formában ugyancsak a leszakadó részekkel kerülnek ki a rendszerből. A biofilmhez tapadó darabos szerves szennyeződések hidrolízise is döntően a filmhez kapcsolódóan következik be.

Vastagabb biofilm rétegek kialakulása esetén a rögzítő felület közeli mikroorganizmus rétegek már igen korlátozottan juthatnak szerves tápanyaghoz és oxigénhez. Ezekben a terekben éppen a filmvastagság függvényében a heterotrof oxidálók elhalása, illetőleg az anoxikus és anaerob folyamatok fognak dominálni. Az utóbbiak gyengítik a biofilm és a

hordozója közötti kötőerőket, lehetővé téve a film könnyebb leszakadását, lemosódását a hidraulikus nyíróerők (folyadékáramlás) hatására. Stacioner hordozó felület alkalmazásakor a biofilm vastagsága egyértelműen a hidraulikus nyíróerővel szabályozható, amiért is ilyenkor a rögzített töltet gyakori átmosása szükséges. Mozgó biofilm hordozók esetén a biofilm növekedése és ciklikus leszakadása dinamikus egyensúlyt hoz létre biofilm vastagsága, térfogategységben kialakuló tömege tekintetében. A biofilmtömeg azonban meghatározóan felületarányos lesz az ilyen rendszerekben, mert a filmvastagság kisebb tartományban változtatható, mint az egységnyi térfogatban kialakítható hordozófelület.

Az eleveniszapos rendszerekhez viszonyítva a biofilmes rendszerek a következő különleges adottságokkal rendelkeznek.

1. Kedvezően alkalmazhatók olyan eleveniszapos megoldások kibővítésére, melyek a korábbihoz képest túlterheltté váltak. Különösen kedvező ilyenkor a lassan szaporodó mikroorganizmusok biofilmben történő elszaporítására, melyek egyébként az eleveniszapban csak hosszú iszapkor esetén érhetnek el kellő részarányt és tisztító kapacitást. Hasonlóan kedvező a biofilmmel történő tisztítás a híg szennyvizek esetében, melyeknél túlzott iszaprecirkulációs árammal sem biztosítható megfelelő eleveniszap koncentráció a reaktorokban.
2. A tápanyagoknak (szerves anyag, oxigén, nitrogén, foszfát) folyadékfázisból a biofilm felületére, illetőleg annak mélyebb rétegeibe diffúzióval kell bejutni, hogy a mikroorganizmusok hasznosíthassák azokat. Így a biofilmes rendszerek teljesítményét meghatározóan a fajlagos biofilm (vagy hordozó) felület és a tápanyag-diffúzió sebessége limitálja. Egy vastag biofilmben, melynek mélyebb rétegeibe az oxigén nem tud bediffundálni, a filmfelszíntől eltérő környezeti feltételek (oxigénlimitált / anoxikus / anaerob) kialakulására, s azokkal szükségszerűen eltérő folyamatok egymás alatti rétegekben történő, időben szimultán végbemenetelére van lehetőség. Ez a különböző metabolizmusok egyidejű működésével szimultán ammónium oxidációt és nitrit, illetőleg nitrát redukciót tesz lehetővé.
3. A biofilm hordozók fajlagos felületének növelésével az egységnyi térfogatban visszatartható biofilm-tömeg jelentős tisztítási kapacitást biztosíthat a szerves anyag és nitrogénformák egyidejű és jó hatásfokú eltávolításához. Az oxigénnek vagy

tápanyagnak a biofilmbe történő behatolásának korlátozottsága (diffúziós gátlás) következtében az ammónium oxidáció és nitrogén-oxid redukció sebessége is inkább a biofilm, vagy biofilm hordozó felületével lesz arányos, mint a teljes biomassza tömegével.

4. A biofilmek esetében a kialakítható nagy iszapkor a nitrifikáló fajok dominanciájának kedvez, növelve a biofilmes rendszerek nitrifikáló kapacitását. Különösen igaz ez alacsony szennyvízhőmérséklet esetén, amikor is a biofilm döntően nitrifikáló tenyésztete révén kompenzálja azok lelassuló növekedési sebességét. Ilyen értelemben a biofilmes rendszerek kevésbé hőmérséklet érzékenyek a nitrifikáció tekintetében, mint az eleveniszaposak.
5. A biofilmben kialakuló nagy iszapkor a fentiek mellett lényegesen változatosabb mikrobiális együttélést tesz lehetővé, mint az eleveniszapé. Ez a tápanyag felhasználásában teljesebb lebontást, s vele lényegesen kisebb iszaptermelést is eredményez.
6. A fajlagos kis szerves anyag terhelésű, ugyanakkor speciális autotrof nitrogéneltávolításra tervezett rendszereknél oxigén-limitációval, vagy a víz hőmérsékletének a magasabb értéken tartásával és gondos pH szabályozással, az ammónium oxidációjának mértéke kézben tartható, a nitrit oxidálók a rendszerből kiszoríthatók, míg a biofilm mélyebb rétegeiben az ammónium és nitrit összekapcsolására képes autotróf szervezetek is elszaporíthatók.

A hagyományos biofilmes rendszereket a csepegtetőtestek és a forgótárcsás kontaktorok (RBC) képviselték. A csepegtetőtestek valamilyen porózus rögzített töltetet tartalmaztak a biofilm kialakítására. A szennyvizet felülről csurgatták a töltetre, mely azon átfolyva folyamatosan nedvesítette a biofilmet, majd az alatta levő vízgyűjtő térbe került. A levegő cirkulációját a csepegtetőtesteknél a töltetben a természetes huzat biztosította, mely a víz és levegő hőmérséklet különbsége révén alakul ki. Az első ilyen csepegtetőtestek a zúzott bazaltot, vagy egyéb kőanyagot tartalmaztak, melynek kicsi, mintegy $45\text{--}60\text{ m}^2/\text{m}^3$ volt a fajlagos felülete. A töltet súlya mintegy 3 méter körülre korlátozta a szűrőréteg vastagságát (Horan, 1990). Az ilyen töltet kis szabad térfogata (50 %) csak gyenge levegőztetést tett

lehetővé, ugyanakkor hajlamosnak bizonyult az eltömődésre, s vele az egyenetlen folyadékáramlás kialakulására (Metcalf & Eddy, 2003).

Kis fajsúlyú műanyag töltet kialakításával a fajlagos felület $100-300 \text{ m}^2/\text{m}^3$ -re volt növelhető a töltetmagasság egyidejű, 12 m-ig történő növelésével (Wijffels et al., 1995). Ezek a töltetek még nem igényeltek mesterséges levegőztetést. A forgótárcsás kontaktorokban egy tengelyre fűzött tárcsasor tette lehetővé a vízszintes tengely körüli forgatással a megfelelő levegőztetést és nedvesítést. Rendszerint a tárcsák 25-40 %-a volt a vízfelszín alatt. A tárcsák forgatása folyamatos film kialakulását (víz és biofilm) tette lehetővé. A rögzült baktériumok ciklikusan megfelelő szerves tápanyag és oxigén ellátáshoz jutottak. A tárcsák forgatása egyidejűleg a keverő és hidraulikus nyíró hatás révén a keletkező biofilm-felesleget is eltávolítja azok felületéről.

A biofilm hordozó viszonylagosan kis fajlagos felülete eredményeként csepegtetőtestes és forgótárcsás biofilmes rendszerek csak kis fajlagos térfogati tisztító kapacitást biztosíthattak. Ezen túl az első típusnál a szűrő eltömődésének veszélye is fennállt. Az eltömődött terek rothadása kellemetlen szaghatással járt. A csepegtetőtestekben a legyek is esetenként túlzott mértékben elszaporodhattak. Ezeket a hátrányokat a biofilmes reaktorok új típusával lehetett csak kiküszöbölni. Ezek kis szemcsék formájában kialakított biofilm hordozót tartalmaztak, és gyakorlatilag elárasztott, vízzel borított üzemmódban, de lebegő hordozóként működtek. Szükségszerűen ezek fluid-ágyas, vagy úgynevezett air-lift és mozgóágyas reaktorok lettek.

A nagy fajlagos felület és a víz és a hordozórészecskék között fellépő ugyanilyen nyíró hatás, illetőleg részecskék és részecskék között ütközések vékony de aktív biofilm kialakulását eredményezték. A nagy hordozófelület révén ilyen filmvastagsággal is egységnyi térfogatban jelentős biofilmtömeg vált kialakíthatóvá. Emellett a jó keveréssel és ülepedési lehetőséggel is tervezett reaktorok jó biofilm tápanyagellátást (reaktorterenként akár eltérő oxigénellátást) is lehetővé tettek. Ez mind a szerves anyag, mind a nitrogéneltávolítás lehetőségeit javította (Nicoletta et al., 2000).

A finom (1-2 mm méretű) hordozóanyag fajlagos felülete a néhány ezer m^2/m^3 , míg a strukturált műanyagöltetese az $500-1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ fajlagos felületet is elérte. A habszivacs szerkezetű töltőanyagok fajlagos felülete különösen nagy lehetett, bár azoknál a kialakuló biofilm, illetőleg a hordozóval összeépülő biomassza lebontási folyamatai azok belső

tereikben az eltömődésük miatt még az egyszerű biofilmekénél is komplikáltabbá válhattak. A részleges töltöttség miatt persze a hibrid rendszerekben a kialakítható biofilm felület csak a néhány száz m^2/m^3 tartományban maradt, a kedvező hidrodinamika és tápanyagellátás révén ez is komoly biofilm iszaphányadot eredményez annak nagy aktivitásával az ilyen rendszerekben.

Egy air-lift elven levegőztetett szuszpendált biofilm hordozós reaktorban a részecskékhez tapadt biofilm koncentrációja 15 – 30 g iszap szárazanyag / liter értéket is elérhetett. Ez megfelelő oxigénellátás esetén már 10 kg KOI/ m^3 d szerves anyag feldolgozására is lehetőséget biztosított (Nicolella et al., 2000). Hasonló kialakítású reaktorral szerves anyag terhelés nélkül, tisztán nitrifikáló biofilmmel 6 kg N/ m^3 d nitrifikáló kapacitás is elérhető volt (Tijhuis et al., 1990). Egy mozgóágyas félüzemi berendezésnél Kaldnes-elemekkel mint hordozóval a maximálisan elérhető szerves anyag eltávolítás papíripari szennyvizek esetében 50 kg KOI/ m^3 d-nek adódott (Rusten et al., 1994b).

Hivatkozások

Horan, 1990). Az

Metcalf & Eddy, 2003

Wijffels et al., 1995

Nicolella et al., 2000

Tijhuis et al., 1990).

Rusten et al., 1994b

4.11 Aerob granulált iszapkozások

Az iszapgranuláció a mikroorganizmusok kompakt részecskébe tömörülése külső segédanyag nélkül. Az anaerob szennyvíztisztításban ezt az iszapformát már mintegy 35 esztendeje elterjedten hasznosítják. Az aerob szennyvíztisztító rendszerekben ugyanakkor az iszapgranuláció csak az utolsó évtized felfedezése.

A granulált iszapot először anaerob iszapágyas (UASB) rendszerek metanogén mikroorganizmusai természetes aggregációjának tulajdonították. Az 1990-es évektől azonban mind heterotróf, mind nitrifikáló aerob rendszerekben tapasztaltak ilyen granulációt (De Beer et al., 1993; Tijhuis et al., 1995; van Benthum et al., 1996). Ez bizonyította, hogy az iszap granuláció nemcsak anaerob metabolizmus esetén lehetséges.

Az eleveniszap pelyhekkel összehasonlítva az aerob granulált iszap részecskéi rendszerint sokkal nagyobbak és sűrűbbek. Átmérőjük általában 1-3 mm közötti (Beun et al., 2001a, Tay et al., 2001a, b; Liu et al., 2003), de esetenként a 7 mm-t is elérheti (Morgenroth et al., 1997). Az ilyen részecskék sűrűsége 40 -60 g/l körüli. Ennek megfelelően kicsi az iszapindexe (SVI) az eleveniszapéhoz képest, rendszerint 50 mg/l alatti. Ez a jó iszapülepedéssel nagyobb iszapkoncentrációt biztosít. Ezzel jelentősen megnő az ilyen eleveniszap fajlagos térfogati teljesítménye. Kialakítása azonban napjainkig csakis szakaszos betáplálású, ciklikus levegőztetésű üzemmódban -SBR- volt lehetséges (Tay et al., 2001a, b; Liu et al., 2003).

Az iszap granulációjának vizsgálata során bebizonyosodott, hogy a baktérium sejtek felületének hidrofobitása, és az általuk termelt extracelluláris polimer játszik meghatározó szerepet a granulációban. Ezek eredménye a sejtek szilárdabb összekapcsolódása, immobilizációja. A sejtek korlátozottan oldódó, nyálkás hatású extracelluláris polimer anyagai (EPS) segítik a sejtek összetapadását. A sejt ilyen polimer termelése eredményeként a granulálódott iszap poliszacharid tartalma (ami a termelt polimeranyag döntő része) a kétszer akkora, mint a hagyományos eleveniszap pelyheinél (Tay et al., 2001a, b).

A hagyományos eleveniszapos rendszerekben azonban granulált iszap nem tud kialakulni. Annak kialakulásához az üzemeltetési körülményeket sokkal célirányosabban kell alakítani és szabályozni. A vizsgálatok során bebizonyosodott, hogy a legfontosabb ahhoz a megfelelő, hidrodinamikus nyíróhatás biztosítása a rendszerben. Ez idézi elő a kellően hidrofób

sejtfelület kialakulását, illetőleg a sejt megnövelt extracelluláris polimer (poliszacharid) termelését, amely összeragasztó hatásával a sejtek immobilizációját biztosítja (Liu et al., 2002). Bebizonyosodott, hogy nem granulálódik az eleveniszap, ha a levegőbuborékok feláramlási sebessége a levegőztetéskor nem haladja meg az 1-2 cm/s értéket az air-lift reaktorokban (Beun et al., 1999; Tay et al., 2001a). Szakaszos betáplálású, üzemeltetésű rendszerekben (SBR) az ülepedési sebesség szabályozásával biztosítható a nem granulálódó iszap-pelyhek kimosódása, illetőleg jól ülepedő, nagy méretű kompakt iszapszemcsék keletkezése.

Érdemes megjegyezni, hogy nagyon sok vizsgálatnál az iszapgranuláció érdekében az air-lift reaktorokat SBR üzemmódban üzemeltették. Úgy találták, hogy az így kialakuló ciklikus iszap-éhezés szintén kedvez az iszap-granulációnak, mert a sejtfelületet hidrofóbbá teszi (Tay et al., 2001b). A granulált iszap azonban félüzemi és ipari air-lift reaktorokban is, folyamatos tápanyag betáplálás mellett is kialakul (Tijhuis et al., 1995; van Benthum et al., 1996; Beun et al., 2002). Ilyenkor azonban előbb stabil biofilm alakul ki a hordozófelületen, s csak ezt követően kezdődik az iszapgranuláció. Az utóbbi kialakulása tehát ilyenkor teljesen eltérő az SBR üzemmódú air-lift reaktorokétól, melyeknél az iszap granuláció biofilm hordozó nélkül is biztosítható. Az utóbbinál a jelenséget úgy magyarázzák, hogy előbb kevés leszakadó biofilm marad vissza a háromfázisú rendszer ülepítő terében a szuszpendált hordozós air-liftes biofilmes reaktorban, és ezek a részek tapadnak legelőbb össze granulumokká (hordozó nélkül) (van Benthum et al., 1996). Mivel ilyen esetben a granulumok keletkezését előbb a biofilm kialakulása kell, megelőzze, a biofilm hordozó elengedhetetlen a biofilm kialakításához (van Benthum et al., 1996).

A szakaszos betáplálású, vagy ciklikus üzemű rendszereknél ugyanakkor a keletkező iszapgolyók sokkal nagyobbak és sűrűbbek, mint a folyamatos tápanyag-ellátásúaknál (Beun et al., 2002). A ciklikus tápanyag ellátottság a tápanyag hasonló ciklikus behatolását eredményezi az iszaprészek felületi rétegeibe. Ennek az eredménye, hogy a központi rész sejtjei az időszakosan jobb tápanyag-ellátás következtében folyamatosabban szaporodnak, és kompaktabb szerkezetet alakítanak ki (Beun et al., 2002). Egy air-lift elvű szuszpendált hordozós biofilmes reaktorban (folyamatos tápanyagellátásnál) a biofilm és a granulálódó iszap tápanyagért folytatott versenyében az utóbbiak nem válhatnak annyira dominánssá, mint a szakaszos betáplálású air-lift levegőztetésű, vagy hasonló ciklikus levegőztetésű reaktorokban.

Hivatkozások

- De Beer et al., 1993;
Tijhuis et al., 1995;
van Benthum et al., 1996
Beun et al., 2001a,
Tay et al., 2001a, b;
Liu et al., 2003)
Morgenroth et al., 1997
Liu et al., 2002
Horan, 1990
Metcalf & Eddy, 2003
Wijffels et al., 1995
Nicolella et al., 2000
Tijhuis et al., 1990).
Rusten et al., 1994b
Beun, J. J., Hendriks, A., van Loosdrecht, M. C. M., Morgenroth, E., Wilderer, P. A. and Heijnen, J. J. (1999) Aerobic granulation in a sequencing batch reactor. *Wat. Res.* 33 (10), 2283-2290.
Beun, J. J., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen, J. J. (2002) Aerobic granulation in sequencing batch airlift reactor. *Wat. Res.* 36, 702-712.
Beun et al., 2001a,
De Beer, D. van den Heuvel, J. C. and Ottengraf, S. P. P. (1993) Microelectrode measurements of activity distribution in nitrifying bacterial aggregates. *Appl. Environ. Microbiol.* 59 (2), 573-579.
Liu, Y. and Tay, J-H. (2002) The essential role of hydrodynamic shear force in the formation of biofilm and granular sludge. *Wat. Res.* 36, 1653-1665.
Liu, Y., Yang, S-F. and Tay, J-H. (2003) Element compositions and characteristics of aerobic granules cultivated at different substrate N/C ratios. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 61, 556-561.
Morgenroth, E., Sherden, T., van Loosdrecht, M. C. M. Heijnen, J. J. and Wilderer, P. A. (1997) Aerobic granular sludge in a sequencing batch reactor. *Wat. Res.* 31 (12), 3191-3194.

Tay, J. H., Lui, Q-S and Liu, Y. (2001a) The effect of shear force on the formation structure and metabolism of aerobic granules. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* 57, 227-233.

Tay, J. H., Lui, Q-S. and Liu, Y. (2001b) Microscopic observation of aerobic granulation in sequential aerobic sludge blanket reactor. *J. Appl. Microbiol.* 91, 168-175.

Tijhuis, L., Huisman, J. L., Hekkelman, H. D., van Loosdrecht, M. C. M. and Heijnen J. J. (1995) Formation of nitrifying biofilms on small suspended particles in airlift reactors. *Biotechnol. Bioeng.* 47, 585-595.

van Benthum, W. A. J., Garrido-Fernandez, J. M., Tijhuis L., van Loosdrecht, M. D. M. and Heijnen, J. J. (1996) Formation and detachment of biofilm and granules in a nitrifying biofilm airlift suspension reactor. *Biotechnol. Prog.* 12, 764-772.

4.12 Hazai szennyvíztisztítás típusválasztása (Kárpáti, 2003b)

A hazai kontinentális éghajlat miatt télen ($<10\text{ }^{\circ}\text{C}$ szennyvíz, illetőleg talajvíz hőmérséklet esetén) a szennyvíztisztítóknál télen az ammónium-tartalom $10\text{ mg NH}_4\text{-N/l}$ koncentráció alá történő csökkentése nehezen biztosítható. Természetes szennyvíztisztító rendszerekkel (tó, gyökérszűrő, nyárfás szűrőmező, stb) ugyanez télen teljességgel lehetetlen. A hazai gyakorlatban megépített csepegtetőtestek a téli, alacsony hőmérsékletre, a természetes szűrőrendszerekhez hasonlóan fokozottan érzékenyek, tehát nem teljesítik a jelenlegi igényeket. Ezért a jelenleg érvényes rendelet mellett a hazánk gyakorlatában szinte kizárólagosan szóba jöhető szennyvíztisztító típus csakis az olyan nitrifikáló / denitrifikáló eleveniszapos rendszer, melyekben a többletfoszfor eltávolítása vagy speciális biológiai megoldással, vagy vegyszeres kicsapattal, esetleg a kettő kombinációjával történik.

Az eleveniszapos tisztításnál a megfelelő nitrifikáció eléréséhez lakossági szennyvizek esetében a $12\text{ }^{\circ}\text{C}$ téli szennyvízhőmérsékletig átlagosan 10 napos oxikus (levegőztetett) iszapkor biztosítása szükséges. Az ennek megfelelő átlagos terhelés értékek a napi mintegy $0,1\text{-}0,15\text{ kg BOI}_5/\text{kg}$ iszap szárazanyag fajlagos iszapterhelés, a napi $0,5\text{-}0,7\text{ kg BOI}_5/\text{m}^3$ fajlagos (eleveniszap) térfogati terhelés, illetőleg az érkező szennyvíz átlagos koncentrációjától függően az összes eleveniszapos medencetérre számítható $1 - 4/3$ napos átlagos hidraulikus tartózkodási idő. A megfelelő denitrifikáció érdekében további, mintegy $4\text{-}7$ napos anoxikus iszapkor kell a rendszerben. Az utóbbi nem levegőztetett, de folyamatosan jól átkevert eleveniszapos medencével biztosítható, ahol a szerves anyag bontása a nitrát oxigénjével történik, egyidejűleg nitrogénné redukálva, és eltávolítva a befogadó víztestek potenciális növényi tápanyagát. A foszfor teljesebb biológiai eltávolításhoz az oxikus és anoxikus medencéken túl olyan anaerob medencetér is szükséges, ahol további 2 nap körüli átlagos iszapkor (átlagos iszap-tartózkodási idő) is rendelkezésre áll. Itt az oxigén és nitrát kizárásakor speciális, úgynevezett foszfor akkumuláló heterotróf mikroorganizmusok elszaporodására (szelekció) nyílik lehetőség. Ezeknek a lényegesen nagyobb foszforfelvétele a teljes rendszer jobb átlagos foszfor eltávolítását eredményezi. Az eltávolításra kerülő fölösiszap nélkülük $1,5$, kellő részarányuknál $4\text{-}5\%$ foszfort tartalmaz.

A három eltérő medencetér kombinációjakor a rendszer teljes iszapkor igénye így $10\text{-}12\text{ }^{\circ}\text{C}$ vízhőmérsékletnél $18\text{-}20$ nap körüli. Alacsonyabb vízhőmérsékletnél ennél is nagyobb, amire azonban a gyakorlatban csak igen ritkán terveznek szennyvíztisztítót, éppen az egyes nemzeti

előírások téli nitrifikációs igényeinek az értelemszerű mérséklése következtében. Nyáron a melegebb víz hőmérsékletnél természetesen az így adódó oxikus és anoxikus térfogatok 2/3-a is elegendő lenne a kellő nitrogén eltávolításhoz.

Hivatkozások

Kárpáti Á. (2003) A szennyvíztisztítás követelményei és a tisztítótelep típusválasztási lehetőségei Magyarországon. MASZESZ Hírcsatorna, (május-június) 3-11.

5 Szennyvíziszapok továbbfeldolgozása

A szennyvíz eleveniszapos tisztításánál mint már korábban említésre került, a fajlagos iszaphozam $0,6-1 \text{ kg MLSS/kg BOI}_5$ közötti érték. Ez persze jóval kisebb, ha előülepített szennyvíz tisztítása történik, hiszen annál az inert lebegő anyag döntő része a primer iszapba kerül. Végso soron azonban mind a primer, mind a szekunder szennyvíziszapot valamiképpen el kell helyezni, lehetőség szerint újra kell hasznosítani. Ezért fontos a további műveletek tervezéséhez a keletkező iszapmennyiségek és minőségek ismerete.

Az utóbbi több szempontból is fontos. Egyik az iszap fajlagos energiatartalma, melyet majd az anaerob iszaprothasztás, vagy akár közvetlen energetikai hasznosítás(tüzelés) révén lehetséges hasznosítani. Másik az iszap koncentrációja, sűrűsége, folyékonysága, összességében állaga. Harmadik a keletkezett termék patogén fertőzőképessége, negyedik pedig annak a biológiai stabilitása a további mezőgazdasági hasznosítást illetően.

Ezek a minőségi kérdések az iszap tovább feldolgozásának szinte valamennyi fázisában felvetődnek, ezért azokat fokozatonként ismételtten vizsgálni szükséges. Az iszaphozam is ugyanígy változik a további feldolgozási lépcsőkben, ezért azt ott ismételtten vizsgálni kell. Külön érdemes ugyanakkor vizsgálni az előülepítő és az eleveniszapos egység iszaphozamát, mert az a feldolgozandó iszapmennyiség meghatározója.

A szennyvíziszap tömegében az eredeti szennyezőanyag mennyiségnek már csak a negyedét – harmadát tartalmazza. Nitrogéntartalma a kiindulási mennyiségnek ennél is kisebb hányada. Foszfortartalma ugyanakkor a szennyvíz foszfortartalmának akár a 40-90 %-a is lehet, bár esetenként igen rosszul oldható, növények számára hozzáférhető formában. Ettől függetlenül a szennyvíziszap mind szerves anyag, mind növényi tápanyag tartalma miatt a mezőgazdaságban számára hasznosítható melléktermék. Felhasználása azonban a tápanyagok minél jobban hasznosítható formába történő hozását, s az egyéb maradékai (komponensei, szennyezői) kedvezőtlen hatásainak a minimalizálását igényli. Ez, több szennyező komponensnek (nehézfémek, toxicitás, patogenitás) a megkívánt határérték alatt tartását, valamint kellő biológiai stabilitásnak a biztosítását (nem fitotoxikus) is jelenti.

A fentiek biztosítására, s a szennyvíziszap hasznosíthatóságának növelésére az iszaphoz egyéb segédanyagokat is kevernek. Célszerű a biológiai stabilizálást azt követően elvégezni.

Annál a nedvességtartalma is annyira lecsökken, hogy a keletkező komposzt földszerű talajjavító komponensként, kertészeti segédanyagként is értékesíthető. Felhasználása azonban a környezet tápanyagigényétől, a kihelyezés lehetőségétől, felmerülő költségeitől, valamint a hasonló célra alkalmas műtrágyák gyártási, szállítási, kihelyezési költségeitől is függ. Bonyolítja az iszap-termék hasznosíthatóságát a komposztálás mellett terjedő szárításos stabilizálás, amely küllemében hasonló, biológiai stabilitásában igen különböző minőségű termék előállítását eredményezi. A technológiák kivitelezését, a készített termékek hasznosítását jelenleg még ismeretbeli és szabályozási hiányosságaink is hátráltatják, amiért a mezőgazdaság sok esetben óvakodik a szennyvíziszap széleskörű használatától.

Az általánosan elfogadott lakosegyenértéknyi (LEÉ - átlagos lakossági szennyezés) 110 g KOI/fő napi szennyvízterhelés közelítőleg hasonló tömegű szerves anyagot, valamint 400 kcal/fő·d energiátartalmat jelent (Kárpáti et al, 2004). Ez a lakosság átlagosan háromszor – négyszer ekkora szerves tápanyag (energia) felvételének a közcatornába kerülő maradéka. Ennek mintegy fele megy veszendőbe, alakul széndioxiddá az eleveniszapos tisztítás során. Az oxidáció energianyereségével a szerves anyag további részét a mikroorganizmusok beépítik a szennyvíziszapba. Ugyanez az anyag és energia a tisztításhoz elengedhetetlen denitrifikációt is biztosítja. A szerves anyagnak tehát csak durván fele kerül bele a fölösiszapba (sejt, sejtfal, valamint adszorbeált szerves és kiszűrt szervesetlen anyagok). Az első három egy része az iszap anaerob tovább-feldolgozása során egyszerűbb szerves molekulákká hidrolizál, majd az anaerob mikroorganizmusok révén metánná és széndioxiddá alakul. Az így átalakítható mennyiség a rothasztásra kerülő iszap összetételének függvénye. A lakossági szennyvizek fölösiszap-maradékánál a szerves anyag tartalomnak közelítőleg a fele alakul metánná és széndioxiddá.

Napjainkban a kisebb szennyvíztisztítóknál, ahol az anaerob iszaprothasztás a nagy beruházási költsége miatt nem jöhet szóba, termikus aerob iszap-stabilizálással is kísérleteznek. Egy ilyen üzem már hazánkban is megépült (Czakó, 2003). Az oxidáció a nagyobb hőmérsékleten aktív mikroorganizmus fajokkal teljesebb és gyorsabb, így ott is sokkal kisebb iszapfozom lesz az eredménye. Az első azonban csak a biológiailag jól bontható, nagy szerves anyag koncentrációjú (> 4-5 ezer mg KOI/l), elsősorban élelmiszeripari, esetleg gyógyszeripari szennyvizek esetében, a mezofil rothasztás ugyanakkor a szennyvíziszapok komposztálásánál lehet csak gazdaságos.

Az iszapfeldolgozás biotechnológiájának a kulcskérdése egyébként az, hogy az eleveniszapos tisztítás maradékát milyen mikroorganizmusokkal sikerül tovább stabilizálni. Az anaerob rothasztásnál fakultatív és kizárólagosan anaerob mikroorganizmusok végzik a szerves anyag egyidejű diszproporcionálását széndioxiddá és metánná. Ezek a fajok azonban a sejtfal anyag döntő részét már nem tudják egyszerűbb molekulákra bontani. Ezeket, valamint a szennyvíziszap lignin tartalmát a jobban átlegegőzött, nem vizes fázisban (komposzt-halom) működő gombák és baktériumok együttes tevékenysége tudja még kedvezőbb tulajdonságokkal bíró végtermékké alakítani. A komposztáláshoz azonban az előzőeknek megfelelően előzetes iszap-víztelenítés szükséges (Kárpát, 2002). A víztartalom tovább csökkenthető szárazabb segédanyagok (szerves anyag) bekeverésével is. Különösen előnyös arra a kis nitrogén, ugyanakkor nagy cellulóz és lignin tartalmú növényi hulladék (fűrészpor, szalma), amely a mikroorganizmusoknak energiaforrás, s egyidejűleg a humifikáció meghatározó alapanyaga is (Field, 2001).

Hivatkozások

Thury

Kárpáti et al, 2004

Czakó, 2003

Kárpát, 2002

Field, 2001

5.1 Iszapvíztelenítés

A szennyvíziszap víztartalmának csökkentése egyszerű fizikai művelet. A kondicionálás és flokkuláció ugyan vegyszert igényel, mégis talán azok is inkább a fizikai kategóriába sorolhatók, hiszen elektromos töltésemlegesítés, illetőleg az elektrosztatikus hatások azokban a dominánsak. Az iszapfolyókák méretnövelése és összekapcsolódásuk erősségének a növelése ezeknél a cél. Ezzel válik lehetővé a folyadékfázis jobb elválasztása, a nedvességtartalom csökkentése az iszap 98-99 % víztartalmáról mintegy 80-77 %-ra (szalagszűrőprések, iszapcentrifugák). Nagyobb kondicionálószer mennyiséggel és jobb gépi berendezésekkel (kamrás szűrőprés 65-60 % nedvességtartalom is elérhető, de ilyenkor az iszap szárazanyagának a szerves anyag hányada már a 60-75 %-ról akár 50 alá is csökkenhet, ami viszont a szárazanyagban jelent jelentős tömegnövekedést.

Az iszap víztelenítése azért nehézkes, mert az iszap élő sejtjei mintegy 80 % vizet tartalmaznak. A sejtek elroncsolása, biológiai eloxidálása az élő anyag hányadot csökkenti benne, ami a vízteleníthetőség javulását is eredményezi. Ugyanez érhető el az iszap anaerob kezelésével is. Az iszap víztelenítésére alkalmas berendezések felsorolása a táblázatban, néhány képviselőjük bemutatása az ábrákon történi meg.

A víztelenített iszapok, mint már korábban a sűrített (injektálásra kerülő) iszapoknál is említésre került, fél éves pihentetés után a mezőgazdaságba megfelelő ellenőrzés mellett kihelyezhetők. A kiterítést követően ezeket közvetlenül alá kell szántani, hogy komposztálódása a talajban mihamarabb lejártsódhasson.

5.2 Anaerob iszaprothasztás

Az anaerob szennyvíziszap rothasztás olyan szabályozott technológia, melyben megfelelő baktérium csoportok együttese végzi a szerves anyag célirányos lebontását oxigén jelenléte nélkül. Az iszap stabilizációja folyamán gáz, elsősorban metán, széndioxid és kis mennyiségű kénhidrogén keletkezik. Végeredménye, hogy az iszap szilárd szerves anyaga ártalmatlanabb és könnyebben vízteleníthető formájúvá alakul, miközben biogáz formájában energiahordozó keletkezik. Ez utóbbi metánból és széndioxidból áll. Az átalakulás során értelemszerűen az iszap szerves anyagának a mennyisége csökken, ami kedvező a további feldolgozás, elhelyezés szempontjából.

A rothasztásnál a szerves átalakulásának mértéke annak a típusától függ. A cukrok, nagyon jól bomlanak, de kicsi a fajlagos gázhozamuk a kis energiatartalmuk miatt. Egy szerves anyagnak annál nagyobb az energiatartalma, minél redukáltabb vegyület, ennek megfelelően minél kisebb abban a szerves széntartalom átlagos oxidációs száma. Értelemszerűen annál nagyobb a tömegegységére vonatkozó KOI fajlagosa is. A zsíroknál ezek közelítőleg (-3) és 3 körüli értékek, fehérjéknél (-1,5) és 1,5, míg a szénhidrátoknál 0 és 1 körüli értékek, típusaiknak megfelelően kisebb ingadozással az átlagérték körül. Ez egyes vegyületek a fenti csoportokon belül azonban eltérő anaerob bonthatósággal rendelkeznek.

A cukrok a legjobban, a zsírok és fehérjék valamivel gyengébben, a cellulóz igen lassan bomlanak, a lignin pedig gyakorlatilag bonthatatlan. Ezért van az, hogy a cukor oldata csaknem teljesen metánná és széndioxiddá alakul. A zsírok és fehérjék mintegy 3/4-e, 4/5-e alakul így át, míg a lakossági szennyvíziszap szerves anyagának rendszerint csak a fele alakul gázzá. Láthatóan az iszapok rothasztási maradékában még mindig jelentős mennyiségű szerves anyag marad, melynek további sorsáról azután a feldolgozás következő lépcsője kell gondoskodjon. Az anaerob iszaprothasztás döntő hajtóereje azonban a fentiek mellett elsősorban a szennyvíziszap mennyiségének a csökkenése, valamint a hasznosítható biogázt, energia termelése.

A lakosonként keletkező különböző iszapmennyiségeket, összetételüket, tápanyagtartalmukat mutatja Vesilind és Spinoso (2001) alapján a **17. táblázat**.

Az anaerob iszaprothasztás fő előnyei más iszapstabilizációs megoldásokkal szemben a következők:

- Biogáz termelés. Ez a műveleti lépcső valamennyi kommunális szennyvíztisztítóban energiatermelő folyamat az iszap nagy szerves anyag koncentrációja révén. Ez azt jelenti, hogy a szerves anyag biológiai átalakítása során keletkező energiahordozó (metán) messze biztosítja az anaerob folyamat kívánt hőmérsékleten tartásához (mezofil rothasztás - 35 °C körüli), valamint a keveréséhez szükséges energiaigényt. Míg az aerob tisztítás során a szennyvízben levő szerves anyagok energiájának mintegy fele veszendőbe megy, az iszapban maradó másik félnek mintegy 50 %-a

nyerhető vissza a rothasztás során keletkező metánban. Ennek valamivel kevesebb mint fele elektromosság, a többi része fűtő-hő formájában hasznosulhat.

- Az iszap tömegének és térfogatának csökkentése. A szerves anyag tartalomban a csökkenés rendszerint 35 - 50 %, ami hasonló költségcsökkentést jelent az iszap további elhelyezésénél.
- Iszapstabilizáció. Az anaerob rothasztás terméke ártalmatlan, lényegesen kevésbé szagos, és rothadás nélkül tárolható. Nitrogént, foszfort valamint szerves anyagokat tartalmaz, melyek a talaj szerkezetét, termőképességét javíthatják.
- Fertőtlenítés. Az anaerob rothasztás során a patogén szervezetek jelentős csökkenése következik be.

17. táblázat. Különböző szennyvíziszapok hozamai és tápanyag-koncentrációi.

Iszapfajta	Iszaphozam, liter / fő d	Összes száraz- anyag, TS %	Nitrogén, TS %-a	Foszfor, TS %-a	Kálium, TS %-a
Nyers, primer iszap	0,92 - 2,20	2 - 8	1,5 - 5,0	0,6 - 2,8	< 1,0
Rothasztott primer iszap	0,25 - 0,54	6 - 10	4,0 - 4,5	1,3 - 1,5	0,2 - 0,3
Nyers szekunder iszap	1,40 - 7,31	0,5 - 1,5	3,0 - 10,0	1,0 - 7,0	0,1 - 0,86
Nyers (primer + szekunder) iszap	1,80 - 2,80	3 - 6	4,0 - 6,0	1,0 - 1,2	-
Rothasztott (primer + szekunder) iszap	0,60 - 1,02	2 - 12	1,0 - 6,0	0,5 - 5,7	< 1,0

Az anaerob iszaprothasztás kedvezőtlen adottságai:

- Viszonylag nagy beruházási költséget, nagy zárt tartályokat igényel, melyekbe szivattyúkkal kell betáplálni a nyersanyagot, majd cirkuláltatni, kevertetni kell azt. A termosztáláshoz, a megkívánt hőmérséklet beállításához hőcserélőkre van szükség. A keveréshez általában a keletkező gáz recirkulációja is szükséges.

- Hosszú iszap tartózkodási idő. Ez gyakorlatilag a folyadék tartózkodási idejével egyezik, de annál nagyobb is lehet. Több mint 10 nap tartózkodási idő szükséges a metántermelő baktériumfajok kellő koncentrációban történő elszaporításához.
- Viszonylagosan szennyezett iszapvíz. Az anaerob iszaprohasztó iszapsűrítőjének és víztelenítőjének elfolyó vize jelentős mennyiségű lebegő és oldott szerves anyagot, nitrogént, foszfort és egyéb szennyezőket tartalmaz. Az ilyen iszapvíz visszakerülve a szennyvíztisztítóra esetenként annak a terhelését 15-20 %-kal is megnövelheti, különösen az ammónia tekintetében.

A szerves anyag anaerob átalakulása, lebomlása több lépcsőben megy végbe. Ezek mindegyikét különböző baktérium-csoportok végzik. Az első csoport olyan fermentáló baktériumokból áll, melyek a komplex szerves molekulákat egyszerűbb, oldható anyagokká hidrolizálják. Az átalakítás első lépcsője olyan enzimatis hidrolízis, mint az aerob lebontásnál is, amely a sejtfalon kívüli térben következik be a sejtek által termelődő exocelluláris enzimek hatására. A hidrolízis a szénhidrátokból egyszerűbb cukrokat, a fehérjékből aminosavakat, a zsírokból zsírsavakat termel. A vízdoldható szerves vegyületek ezt követően még egyszerűbb vegyületekké bomlanak. Ilyenek a formátok, acetátok, propionátok, butirátok, laktátok, szukcinátok, az etanol, a széndioxid és a hidrogén gáz.

A savanyító baktériumok az anaerob átalakítást végző baktériumok második csoportja, melyet acetogén baktériumoknak is neveznek. Acetátot, széndioxidot és hidrogént állítanak elő az első baktérium-csoport által termelt egyszerűbb szerves vegyületekből.

A harmadik baktériumcsoport, melyet metanogéneknek is neveznek, a közti termékeket széndioxiddá és metánná alakítja át. Az utóbbiak a metánt két különböző úton is termelik. Annak mintegy 70 %-át a szennyvíziszap rothasztása során az acetát széthasításával (Smith és Mah, 1978), a többi részt a hidrogén és széndioxid felhasználásával, szintézisével biztosítják. Ez utóbbi átalakítási folyamat kritikus az anaerob rothasztás egészét illetően, mivel ez távolítja el a hidrogént a reakciós közegből, megfelelően alacsony hidrogén parciális nyomást biztosítva az acetát termeléséhez. Ha a hidrogén parciális nyomása egy minimális érték fölé nő, a fermentációt végző baktériumok az acetát helyett egyéb savakat termelnek, és az utóbbiak acetogén mikroorganizmusokkal történő átalakítása acetáttá végül is leáll. Mivel a metántermelés elsődleges folyamata az acetát szén-szén kötésének felnyitása, az acetát termelés csökkenése a biogáz termelés csökkenését eredményezi.

Mivel a metanogén baktériumok különösen érzékenyek, és lassan szaporodnak, nagyon fontos, hogy számukra az optimális környezeti feltételek, a hőmérséklet és pH biztosítva legyenek, és időben felismerjék és korrigálják a folyamatok instabilitását eredményező tényezőket, körülményeket. A metanogén baktériumok kizárólagosan anaerob szervezetek. A molekuláris oxigén jelenléte toxikus számukra, sőt a szerves anyagok oxidjai (nitrát, szulfát) is gátolja a szaporodásukat. Ennek megfelelően az oxigén ilyen formáit ki kell zárni az anaerob rothasztásból. Az oxigénnek még a termékkel sem szabad keverednie biztonsági okokból, hiszen azzal, vagy akár a levegővel a biogáz robbanógáz keveréket képezhet.

A kiegyensúlyozott anaerob rothasztási folyamatok esetén valamennyi baktériumcsoport dinamikus egyensúlyban szaporodik a rendszerben. Többlépcsős kialakítás esetén az egyes lépcsőkben az egyes csoportok dominanciája érvényesülhet. A környezet változása, mint a hőmérséklet, lökésszerű tápanyagterhelés, ezt az egyensúlyt könnyen megbonthatja, és olyan átmeneti termékek felhalmozódását eredményezheti, mint a hosszabb szénláncú zsírsavak és hidrogén, melyek a teljes folyamat inhibícióját, lelassulását eredményezik.

Az anaerob szennyvíziszap rothasztást befolyásoló tényezők

A kritikus környezeti tényezők a hőmérséklet, pH, tápanyag-ellátottság, toxikus anyagok jelenléte. Ezek az átalakítási folyamatok egészének a meghatározói. A 17. táblázat **18.** táblázat a maximális metántermeléshez szükséges optimális feltételeket, valamint a rendszer által még tolerálható tartományt mutatja be (Malina és Pohland, 1992).

18. táblázat. Az anaerob iszaprothasztás optimális körülményei és tolerálható tartományai.

Paraméterek	Optimum	Tartomány
pH	6,8 - 7,4	6,3 - 7,9
Oxidációs redukciós potenciál (ORP), mV	(-520) - (-530)	(-490) - (-550)
Illósavak, mmól/l	0,8 - 8,0	< 35,0
Alkalinitás, mg CaCO ₃ /l	1300 - 3000	1000 - 5000
Szerves anyag terhelés		
Mezofil tartományban, kg/m ³ d	0,8 - 2,0	0,4 - 6,4
Termofil tartományban, kg/m ³ d	1,5 - 5,0	1,0 - 7,5

Paraméterek	Optimum	Tartomány
Hőmérséklet		
Mezofil tartományban, °C	32 - 37	20 - 42
Termofil tartományban °C	50 - 56	45 - 65
Hidraulikus tartózkodási idő, d	12 - 18	7 - 30
Biogáz összetétel		
Metán, v %	65 - 70	60 - 75
Széndioxid, v %	30 - 35	25 - 40

Hőmérséklet:

A kémiai és biokémiai átalakítások és a mikroorganizmusok növekedési sebessége a mikroorganizmusok által tolerált tartományban a hőmérséklettel nő. Mindenféle mikroorganizmus optimális növekedést és lebontási sebességet mutat egy szűk hőmérséklet-tartományban, amely minden mikroorganizmus fajra jellemző, különösen annak felső határa. Ez utóbbi a mikroorganizmus fehérjemolekuláinak hőmérséklet-stabilitásától függ.

A különböző mikroorganizmusok tendenciájában hasonlóan reagálnak a hőmérséklet változására, de más-más tartományban. Ez azt is jelenti, hogy egy adott hőmérsékletre termosztált reaktorban kialakult mikroorganizmus együttes különbözik a más hőmérsékleten dinamikusan együtt élő rendszerétől. Az is közismert, hogy az ilyen rendszerek adaptációjához hosszú idő szükséges, és kis hőmérséklet-változásokra is számottevően károsodhatnak. Ennek megfelelően az egyenletes hőmérséklet fenntartása az anaerob rothasztásnál sokkal fontosabb, mint a maximális bontási sebességre történő törekvés.

A metanogén baktériumok sokkal érzékenyebbek a hőmérséklet változására, mint az iszaprothasztás más szereplői. Ez a többi fajok nagyobb növekedési sebességének a következménye. A hidrolízist, s a nagyobb szerves molekulák kezdeti átalakítását végző fermentáló mikroorganizmusok nagyobb energianyereségük eredményeként alacsonyabb hőmérsékleten is nagyobb átalakítási sebességet biztosítanak.

Az anaerob rothasztás megvalósítására a gyakorlatban két jól behatárolt hőmérséklet-tartomány jöhet szóba. Egyik a mezofil, másik a termofil tartomány. Az optimum az elsőnél 35 °C, a másikonál 55 °C körül van.

A termofil anaerob iszaprothasztás számos előnyt biztosít a hagyományos mezofil folyamattal szemben. Nagyobb ott a metántermelés sebessége, kisebb a folyadék viszkozitása, kisebb a biomassza termelés (iszapmaradék), jobb a szerves anyag átalakítási hatékonyság (gázhozam), és lényegesen jobb a patogének termikus inaktiválása (Rimkus et. al., 1982). A termofil iszaprothasztásnál a legszigorúbb fertőtlenítési igényt is biztosítani lehet.

pH:

Semleges környezetben legtöbb mikroorganizmus maximális sebességgel szaporodik, hiszen az ettől eltérő kémhatás kedvezőtlenül hat az enzimekre, sőt el is roncsolhatja az enzimeket. A pH-ra ugyancsak a metanogén baktériumok a legérzékenyebbek az anaerob rendszer különböző fajtái közül. Ha a pH 6,0 érték alá csökken (illó savak felhalmozódása a rothasztóban), a metántermelő baktériumok inhibíciója figyelhető meg.

A széndioxid és hidrogén-karbonát ionok egyensúlya mellett az ammónium ionok is bizonyos pH kiegyenlítést jelentenek, melyet puffer-kapacitásnak neveznek. A vizes rendszerekben a széndioxid egyensúlyban van a szénsavval, melynek a disszociációs termékei a hidrogén és hidrogén-karbonát ionok. Az anaerob reaktor ugyanakkor más gyenge sav rendszerek, ammónia és orto-foszforsav, és illó savak egyensúlyát is biztosítja. A rendszer pH-jának alapvető meghatározója azonban szénsav egyensúly.

Az anaerob rothasztóban mind a széndioxid, mind az ammónia folyamatosan keletkezik. Minél nagyobb a hidrogén-karbonát koncentráció a folyadékfázisban, annál nagyobb a puffer-kapacitás, illetőleg a pH stabilitás. Ennek megfelelően megállapítható, hogy egy anaerob reaktorban a kialakuló pH-t a mikroorganizmusok aktivitása (amely meghatározza a szénsav, illó savak, és ammónia termelését), valamint az adott rendszer fizikai és kémiai jellemzői határozzák meg (Capri és Marais, 1975).

A rendszer pH-jában változás következhet be, ha például annak terhelése hirtelen változik, a rendszer túlterhelődik. Mivel a fermentálók gyorsabb lebontást biztosítanak, mint a metanogén mikroorganizmus fajok, sav halmozódik fel a közegben. Más üzemeltetési problémák, mint a hőmérséklet hirtelen változása, vagy toxikus szennyezők hirtelen hatása, szintén a folyamatok hasonló egyensúlyi zavarát eredményezhetik, ami végül is a pH csökkenésében jelentkezik.

Két különböző üzemeltetési stratégia is követhető az ilyen kedvezőtlen, elsavanyodó pH visszaállítására. Egyik a tápanyag betáplálás vagy terhelés csökkentése, időt biztosítva azzal a metanogén mikroorganizmusoknak a keletkező savmennyiség feldolgozására, csökkentésére, s ezzel a pH visszaállítására a megkívánt, legalább 6,8 pH értékre. Ha a pH visszatér a normális értékre, a tápanyag betáplálás csökkentett ütemben újraindítható, majd fokozatosan, óvatosan növelhető, a további pH csökkenés elkerülésére. A másik lehetséges korrekciós lehetőség a pH vegyszerekkel történő emelése, illetőleg nagyobb puffer-kapacitás kialakítása a rendszerben. Esetenként mindkét módszer alkalmazására egyidejűleg is szükség lehet.

A vegyszeres semlegesítés előnye, hogy a pH erős lúgok, hidrogén-karbonátok és karbonátok adagolásával, vagy a széndioxidnak a gázfázisból ezúton történő eltávolításával gyorsan beállítható, változtatható. Ha erősen bázikus anyagokat (mint NaOH, vagy NH_4OH), vagy karbonát-sót (Na_2CO_3) adagolnak, a pH visszaállása - ionegyensúly beállása - igen gyors, és azzal a széndioxid gázfázisból történő eltávolítása is hasonlóan megtörténik, a szükséges hidrogén-karbonát alkalinitás létrejöttével (Capri és Marais, 1975).

A pH szabályozására felhasznált vegyszerek két csoportba sorolhatók. Az elsőbe tartozók közvetlenül hidrogén-karbonát alkalinitást eredményeznek (hidrogén-karbonátok). A másodikba tartozók előbb kölcsönhatásba lépnek a széndioxiddal, átalakítva azt hidrogén-karbonáttá (erős lúgok és karbonát-sók). A második csoportba tartozó vegyszerekkel, melyeknek először meg kell kötni a széndioxidot, a pH beállítása kis adagokban történő hozzáadással, lépcsőzetes beállítással célszerű, hogy megfelelő idő álljon rendelkezésre a reakciókhoz, és az egyensúlyok beállításához. Ezzel szemben a hidrogén-karbonát közvetlen adagolásánál ilyen reakció nem lévén, a rendszer egyensúlyának beállása gyors, és pontosabb.

Ha méshidrátot adagolnak a rothasztóba, az is megköti a széndioxidot, és hidrogén-karbonáttá alakítja azt. Ha azonban a hidrogén-karbonát koncentráció a folyadékfázisban eléri az 500-1000 mg/l-t, további méshidrát adagolása oldhatatlan CaCO_3 kiválását eredményezi. Ezzel ugyan a széndioxid a gázfázisból megkötődik, de nem nő az alkalinitás. Egyidejűleg a széndioxid parciális nyomásának csökkenése a gázfázisban a pH gyors növekedését eredményezi. Mivel azonban az alkalinitás ezzel nem növekszik, instabil állapot alakul ki, ami azt jelenti, hogy amint a biológiai aktivitás növekszik, a pH gyorsan csökkenni fog. Ennek megfelelően méshidrátot csak akkor célszerű adagolni, ha a pH 6,5 alá kerül, és akkor is csak olyan mennyiségben, ami visszaállítja azt 6,7-6,8 közötti értékre. A Ca-vegyleteknek ez a

problémája célszerűbbé teszi a pH Na-vegyületekkel történő szabályozását. Legkedvezőbb a NaHCO_3 adagolása (Grady és Lim, 1980).

Illó savak:

A kis molekulatömegű illó szerves savak hatása az anaerob rothasztó rendszer mikroorganizmusaira összetett, mivel azok savassága egyidejűleg a közeg kémhatását is változtatja. Amikor a pH-t a semleges tartományban tartják, az illó savaknak nincs számottevő toxikus hatása a metanogén baktériumokra 10000 mg/l koncentráció alatt. Közülük is az inhibíciós hatást gyakorlatilag csak a propionsavnál mérték ki, de annak is csak viszonylagosan nagyobb koncentrációja (>1000 mg/l) esetén (Hobson és Shaw, 1976; McCarty és McKinney, 1961). Az újabb kutatások alapján egyértelmű, hogy ezeknél az illó savaknál a disszociálatlan forma okozza az inhibíciót, hasonlóan a nitrifikáció nitrit és ammónium okozta toxicitáshoz. A disszociálatlan sav koncentrációja mindig a rendszer pH-jától, valamint az adott savkomponens koncentrációjától függ. Az illó savak összes koncentrációja a rothadó iszapban rendszerint 8-300 mmól/l között alakul.

Ammónia:

Az ammónia a rothasztóban a fehérjék deaminálása révén keletkezik. A szabad ammóniát sokkal toxikusabbnak találták mint az ammónium iont, így az ammónia toxicitása is a rendszer kémhatásának függvénye. 7 fölötti pH-nál jelentkezhet ez a gyakorlatban. A szabad ammónia koncentrációját 80 mg/l alatt kell tartani, ugyanakkor az ammónium ionok jelenlétét 1500 mg/l értékig is tolerálni tudja a mikroorganizmus együttes. Megfelelő adaptáció esetén azonban az ammónium koncentrációját a rendszer egészen 8000 mg/l értékig is stabil üzemmenettel viselte el (Van Velsen, 1979).

Szulfid:

A szulfidok az anaerob rothasztóban részben az oda bekerülő szulfátok redukciójából, részben a fehérjék bomlásának eredményeként keletkeznek. Ha az oldott szulfidok koncentrációja meghaladja a 200 mg/l értéket, a metanogén baktériumok tevékenysége jelentősen lelassul, és a folyamat gyakorlatilag leállhat (Lawrence és McCarty, 1964). Mivel a nehézfémek a szulfidot oldhatatlan formába viszik, ilyen kicsapó-szerek, mint pl. a vas, egyszerű lehetőséget biztosítanak az oldott szulfid koncentrációjának csökkentésére. A szulfid a rothasztó biogázában is jelen lehet. Az oldatban levő szulfid koncentrációja ennek

megfelelően a folyadékfázis pH-jától, a nehézfémek jelenlététől, valamint a gázfázis összetételétől is függ.

Nehézfémek:

A nehézfémek legtöbb anaerob mikroorganizmus fajtára már kis koncentrációjuknál is toxikusak. Ennek ellenére az anaerob reaktorokban nem jelentenek különösebb veszélyt, mivel csak oldott formában jelentkeznek a toxicitásuk. Az oldott mennyiségek koncentrációja ugyanakkor a veszélyes tartomány alá csökken a kénhidrogénnel történő kicsapódásukkal. Amennyiben a szulfidok természetes kicsapó hatása nem elegendő a nehézfém toxicitás kompenzálására, vas-II-szulfát adagolása azok biztonságos kicsapódását eredményezheti. A keletkező vas-szulfid, vas-hidroxid iszap igen hatásosan „kiszűri” a nehézfémeket az oldatból.

Biológiai lebonthatóság és biogáz hozam

A biogáz hozam becslése legegyszerűbben a kémiai oxigénigény (KOI) változása alapján történhet. Az anyagmérleg készítésénél azonban valamennyi anyagáram, a belépő és kilépő folyadék és gázáramok figyelembeveendő. Az anaerob rothasztás folyamatainál a KOI állandó, megmaradó mennyiség. Ennek megfelelően a rothasztóba érkező KOI mennyisége azonos az abból kilépő anyagok KOI mennyiségével (az átalakítások során nem történik oxidáció). Ez azt jelenti, hogy a rendszerbe érkező szerves anyagból eltávolított KOI (a rendszer KOI terhelése) a vizes fázissal távozó KOI és a biogáz KOI egyenértékének összege kell legyen. A vizes fázisból eltávolított KOI mennyisége tehát a gáz KOI egyenértéke. Mivel a széndioxid KOI-je 0, csakis a metán KOI-je jelenti az eltávolított KOI mennyiséget. A KOI, valamint a metán egyenértékeit mutatja be a **19. táblázat**.

19. táblázat. A CH₄ és a KOI egyenértékei

1 mól CH ₄	2 mól O ₂ 64 g KOI 0,0224 Nm ³
1 kg KOI	0,25 kg CH ₄ 0,35 Nm ³ CH ₄
1 kg CH ₄	4 kg KOI 1,4 Nm ³
1 Nm ³ CH ₄	2,857 kg KOI

Nyilvánvaló, hogy a metánhozam valamilyen arányban kell, hogy legyen a rendszerbe bevitt KOI vagy szerves anyag mennyiséggel. Mivel a KOI a szerves szénatom átlagos oxidáltsági állapotának, oxidációs fokának a jellemzője is, egyértelmű, hogy a metánhozam is meghatározóan függ ettől az átlagos oxidációs-foktól (a szerves molekulák szénatomjai átlagos oxidációs-fokától, számától). A KOI és az átlagos oxidációs fok (ÁOF) közötti összefüggést a Vogel és munkatársai (2000) által megadott képlet pontosítja:

$$\text{ÁOF} = 4 - 1,5 (\text{KOI} / \text{TOC}),$$

ahol a TOC a szerves széntartalom (tömegegységben).

A különböző szerves anyagok átlagos oxidációs száma vagy állapota -4 (metán) és +4 (széndioxid) között változik. Minél közelebb van egy szerves vegyület átlagos oxidációs száma a metánéhoz, annál nagyobb metánhozam érhető el annak az anaerob bontásával. A KOI a TOC és az átlagos oxidációs szám valamely nyersanyag esetében lehetővé teszi a rothasztásnál keletkező biogáz metántartalmának a kiszámítását.

$$\text{CH}_4 = 18,75 (\text{KOI} / \text{TOC}) = 12,5 (4 - \text{ÁOF}) \quad (\%)$$

Ez az elméleti érték azonban csak az anaerob úton bontható szerves anyagokra igaz. Ugyanakkor egy anaerob rothasztóban az abba bekerülő szerves anyagoknak csak egy része, szennyvíziszapok esetében valamivel kevesebb, mint fele része bomlik el metánná és széndioxiddá. A többi szerves anyag kémiai összetétele, vagy egyéb megjelenési formája miatt az anaerob rendszer mikroorganizmusai részére hozzáférhetetlen, biológiailag bonthatatlan. A fenti képlet alkalmazásakor értelemszerűen csak az anaerob úton lebomló vegyületek adott jellemzőit kellene figyelembe venni, szeparált mérésük ugyanakkor előzetesen lehetetlen.

A rothasztásnál keletkező széndioxid mennyiségének számítása még komplikáltabb, hiszen keletkező mennyiségének egy része a hidrogén-karbonát formájában, alkalinitásként a folyadékban marad. Egy folyamatos betáplálású és állandósult állapotú anaerob rothasztó metán-hozama térfogatáramban is kiszámítható a következő képlettel:

$$V_{CH_4} = 0,35 (KOI_{be} - KOI_{ki}) Q,$$

ahol KOI_{be} a bemenő folyadékáram KOI koncentrációja (kg/m^3),

Q a betáplálás térfogatárama (m^3/d),

KOI_{ki} az elfolyó iszapos víz KOI koncentrációja (kg/m^3).

A metántermelést a képlet Nm^3/d mértékegységben adja meg.

A fenti egyenlet a szerves anyagok biológiai lebonthatóságát a távozó anyagmennyiség KOI koncentrációjában figyelembe veszi, hiszen az a biológiailag lebontásra nem került részek kémiai oxigénigényét jelenti. Ugyanebben a mennyiségben azonban azok a biológiailag bontható szerves maradványok is benne vannak, melyek a részleges konverzió eredményeként az elfolyó vízbe kerülnek. A képlet tehát megfelelően alkalmazható, s ha az elfolyó víz minősége ismert, akkor már a gázhozam is ismert.

A biológiai lebonthatóságot rendszerint a nyersanyag KOI-jére, vagy a szerves anyag tartalom anaerob lebontás során bekövetkező változására vonatkoztatva adják meg. Ennek értéke a különböző kémiai összetételű alapanyagok függvényében jelentősen változik (Gunnerson és Suckey, 1986). A gyakorlatban a lebonthatóság kísérleti meghatározása ajánlatos az irodalmi értékek figyelembe vétele mellett, éppen a nagyszámú változó paraméter hatása miatt, melyek a biológiai lebonthatóságot jelentősen befolyásolják. A vizsgálat szakaszos kísérlettel elvégezhető (Owen et al., 1979). A meghatározás szabványosított körülmények között történő inkubációt ír elő. A biológiailag nem bontható rész számítása annak alapján történhet, hogy feltételezik, hogy a lebomló hányad teljes mennyiségében metánná és széndioxiddá alakul megfelelően hosszú idő alatt. A visszamaradó KOI a biológiailag bonthatatlan rész.

A KOI az ilyen minták esetén azok szerves anyag tartalmával (izzítási veszteség) is arányosságra hozható. Ennek megfelelően az utóbbi jellemző is felhasználható a biogáz hozam becslésére. A KOI és az illó, szerves anyag tartalom (VS) azonban az anyagminőség függvényében igen változó. Szénhidrátoknál például az aránya (KOI/VS) 1,1 körüli, míg a zsíroknál 2,9, a fehérjéknél 1,5. A szekunder szennyvíziszapok esetében értéke 1,3 - 1,6 között, primer szennyvíziszapoknál 1 - 1,6 között változhat. Éppen ezért a biogáz hozam becslése pontosabb, ha azt a KOI és TOC alapján végzik.

A biológiai lebonthatóság növelése előkezeléssel

A metanogén lebontás sebességét rendszerint az alapanyag lebegő szerves részeinek a hidrolízise limitálja. Ezért is lehet sokkal egyszerűbben intenzív anaerob tisztítást végezni az oldott szerves anyagokkal, cukrokkal szennyezett, koncentrált ipari szennyvizeknél. A lebegő részek hidrolízisének a sebessége különösen fontos a szilárd hulladékok és iszapok anaerob feldolgozása esetén. Az ilyen anyagok megfelelő előkezelésekor a nyersanyag az anaerob baktériumok részére hozzáférhetőbbé tehető. A kezelés célja a nyersanyag rothadásának felgyorsítása, a rothadás mértékének növelése, s ezzel a maradék iszap mennyiségének csökkentése, illetőleg a rothasztás energia-kihozatalának a javítása.

A biológiai bonthatóság növelése a partikuláris (lebegő, szilárd) anyagok esetében azok jobb hozzáférhetőségét jelenti a mikroorganizmusok enzimjei részére. A szilárd részecskék aprítása, finomítása az iszapfázisban nagyobb felületet eredményez a biológiai folyamatok lejátszódásához, és kiszabadítja a baktériumok sejtközi állományát (sejtlízis), ami az enzimek hatását fokozza. A cél többfélemódon is elérhető:

- mechanikus módszerekkel, aprítás, méretcsökkentés,
- ultrahangos kezeléssel
- kémiai módszerekkel: az összetett szerves vegyületek széttördelése erős savak vagy lúgok hatásával,
- termikus előkezeléssel: a termikus hidrolízis az iszap szilárd részének nagy részét vízdoldható, kevésbé komplex molekulákká alakíthatja.

A szennyvíziszapok mechanikus előkezelésére sokféle módszert javasoltak: golyósmalmokban történő aprítást (Baier és Schmidheiny, 1997; Kopp et al., 1997), nagy nyomás hatásával történő homogenizálást (Kopp et al., 1997), ultrahanggal történő aprítást (Tiehm et al., 1997). Az ilyen mechanikus előkezelések nagyüzemi alkalmazásának az egyetlen gátja a jelentős költség és ezzel szemben a viszonylag kis többleteredmény.

A vegyszeres és termikus előkezelés az előzővel szemben az inhibíciót okozó anyagok kémiai átalakítását is eredményezheti. A kezelések körülményeinek betartása ezért különösen fontos. Az eleveniszap viszonylagosan kis gázhozamának oka a sejtfal anyagainak és az extracelluláris biopolimereknek a rossz biológiai bonthatósága. Az első nagyüzemi termikus

előkezelő Norvégiában, 1995-ben került üzembe helyezésre (Kopp et al., 1997). Annál a szennyvíziszapot 30 percig 130 - 180 °C között tartották megfelelő nyomás alatt. A savak és lúgok kémiai hatása ugyan jelentős, s az anyagot jobban hozzáférhetővé, bonthatóvá teszi, a kezelő és semlegesítő vegyszer költségigénye azonban a szennyvíziszapok esetén nem térül meg az eredményben.

Anaerob rothasztás tervezése

A szennyvíziszap anaerob rothasztásának legfőbb célja szerves anyag tartalmuk jelentős részének a biológiai átalakítása energiahordozóvá, megjavítva ezzel a maradék vízteleníthetőségét, minimalizálva annak a rothadási hajlamát. A szerves anyagok anaerob lebontása azonban lassú folyamat. A tervezése is ennek megfelelően a folyamatok időigénye alapján történik. Fontos paraméter még az iszap hidraulikus tartózkodási idején túl a nyersanyag egyenletes szilárd anyag eloszlása és terhelése, a reaktor hőmérséklete és keverése

Hidraulikus tartózkodási idő

A hidraulikus tartózkodási idő befolyásolja a biológiai lebomlás, és metántermelés sebességét. Más oldalról ugyanezt a reaktorban biztosított környezet, hőmérséklet, szilárd anyag koncentráció és a szerves anyagok részaránya is befolyásolja.

Az anyag tartózkodási idejének a reaktorban nagyobbnak kell lenni a leglassabban szaporodó mikroorganizmus fajok kellő részarányú elszaporodásához szükséges időnél. Ez biztosíthatja, hogy azok ne "mosódjanak ki" a reaktorból. A gyakorlatban azt javasolják, hogy az átlagos tartózkodási idő a kritikus mikroorganizmusok (metanogének) generációs idejének legalább a kétszerese legyen.

A folyadék tartózkodási idejének biztosítani kell a szerves anyagok megkívánt lebontási hatásfokát. Ennek megfelelően az átlagos tartózkodási időt mind a reaktor fajlagos szerves anyag terhelése, mind az abban lévő aktív biomassa mennyiség egyaránt befolyásolja. Ez azt jelenti, hogy a minimális hidraulikus tartózkodási idő az anaerob rothasztóban a metanogén mikroorganizmusok szaporodási sebességétől függ, míg a szóba jöhető nagyobb tartózkodási időket a rendszer aktuális terhelésének és a megkívánt lebontási hatásfoknak megfelelően célszerű tervezni. Alapvetően az átlagos hidraulikus tartózkodási idő határozza meg a szerves anyagok lebontásának mértékét és ezzel a rothasztó szükséges térfogatát.

Iszapterhelés

Az iszapterhelés (B_V) a reaktor egységnyi térfogatába adott idő alatt betáplált szerves anyag mennyiséggel jellemezhető. Szennyvíziszap rothasztók esetében általában az 1 m^3 reaktortérfogatra naponta beadagolt szerves anyag tömegével adják meg ezt a fajlagost ($\text{kg}/\text{m}^3\text{d}$). A terhelés a reaktor hidraulikus tartózkodási idejétől és az érkező iszapáramtól, valamint annak koncentrációjától függ a következőképpen:

$$B_V = Q C_0 / V = C_0 / t,$$

ahol Q az iszap térfogatárama (m^3/d),
 C_0 az iszap koncentrációja (kg/m^3),
 V a reaktor térfogata (m^3).

A reaktor átlagos hidraulikus tartózkodási idejét (d), amely a megkívánt szerves anyag lebontáshoz szükséges, rendszerint kísérletileg határozzák meg. Iszap visszaforgatása nélkül üzemelő anaerob rothasztóknál az iszapterhelés az iszap tartózkodási idejétől függ, hiszen az megegyezik a hidraulikus tartózkodási idővel. A reaktor szükséges térfogata ennek megfelelően a következőképpen számítható:

$$V = \text{HRT} / Q,$$

hol HRT = a folyadék hidraulikus tartózkodási ideje (d),
 Q = iszap betáplálás (m^3/d).

Legtöbb anaerob rothasztót iszaprecirkuláció nélkül tervezik. Ezeknél az eseteknél a HRT megegyezik a szilárd anyag átlagos tartózkodási idejével (MCRT - Mean Cell Retention Time). A reaktortérfogat rögzítése ennek megfelelően a betáplálható anyagmennyiséget is rögzíti. A szükséges térfogat megválasztása után a terhelés a korábbi képlet alapján számítható.

A szükséges reaktortérfogat pontosítását követően számolható a termosztálásához szükséges hő mennyisége is. Ez rendszerint lényegesen kisebb, mint a rothasztásnál keletkező metán energiatartalma.

Keverés

A reaktor megfelelő keverésének a feladata a lebontás sebességét befolyásoló paraméterek (mikroorganizmus koncentráció, tápanyag koncentráció, pH, hőmérséklet) kiegyenlítése a reaktorban. A keverés legfőbb kedvező hatásai:

- hőmérséklet-különbségek kiegyenlítése a reaktortérben, egyidejűleg homogén kémiai és fizikai körülmények biztosításával,
- adaptálódott biomassza és a nyers iszap megfelelő összekeverése,
- közti termékek és mindenféle toxikus nyersanyag megfelelő homogenizálása az inhibíció minimalizálása érdekében,
- felületen úszó iszapréteg keletkezésének, valamint a nehezebb részek kiülepedésének megakadályozása a rothasztóban.

Mivel az anaerob rothasztók zárt egységek, az üzemeltetés során a legkülönbözőbb egységek karbantartása is gondot jelent. Ennek megfelelően a belső egységek üzembiztonsága meghatározó. A reaktorokban kiépített mechanikus, lapátos keverők nyilvánvalóan sokkal nagyobb karbantartási igényt jelenthetnek, mint a gáz és folyadék recirkulációt biztosító berendezések. Az utóbbiak egyébként is a reaktoron kívül kerülnek elhelyezésre, így megfelelően leválaszthatók. A keverők kialakítása, és a különböző geometriájú reaktorokhoz illesztése a tervezésnél ennek megfelelően kulcsfontosságú.

Az anaerob rothasztók elégtelen átkeverése tökéletlen stabilizálódást, a metánhozam csökkenését, és hatástalanabb fertőtlenítést eredményez. Ugyanezt előidézhetik a reaktorban kialakuló holt terek, vagy csatornásodott áramlási viszonyok, vagy akár ezek kombinációja, amely jelentősen csökkentheti a hidraulikus tartózkodási időt (Monteith és Stephenson, 1981).

A gázzal történő folyadékkeverés energiaigénye nagyobb, mint a mechanikus keverőkkel, vagy recirkulációs szivattyúkkal történő keverésé. A gázkeverés energiaigénye $3\text{--}5 \text{ W/m}^3$ (Bode és Klauwer 1999), míg a mechanikus, vagy recirkulációs keverésé 1 W/m^3 alatt is lehetséges (Balmer, 1999; De Korte, 1999).

Rothasztó kialakítása

A rothasztó geometriai kialakítása befolyásolja a keverés hatékonyságát, de emellett a környezet felé történő hővesztés tekintetében is fontos. Az utóbbi hővesztesség a rothasztó

belső felületének a nagyságától, és annak hőszigetelésétől is függ. A hőveszteség szempontjából a gömb alak lenne a legkedvezőbb, de ennél a mechanikai, építészeti problémák, valamint a legmagasabb pontján történő iszapkirakódás jelentené a legnagyobb gondot. Az utóbbiak miatt legtöbb rothasztó henger, vagy gömbszerű kialakítású, de kónuszos fenék és felsőrésszel. Kedvelt a tojás alak is, amely ezeknek mintegy átmenete.

Hagyományosak a hengeres betonmedencék, sima, vagy enyhén lejtő fenékkal, és rögzített, vagy mobil (úszó) tetővel. Az egyszerű profil és nagy felület ezeknél nehézkessé teszi az egyenletes átkeverést, és a homogén körülmények biztosítását a teljes reaktortérben. Ugyancsak elterjedtek a hengeres középső résszel (átmérő/magasság = 1) és kúpos felső és alsó részekkel kialakított rothasztók. A fenékrész lejtése 1-1,7, míg a tetőé 0,6-1. Ez a kialakítás jó keverést biztosít, különösen a recirkulációs keverésnél, megfelelően biztosítva a reaktortér kellő homogenizálását.

Sok rothasztó épült a fentihez hasonló megoldással, de sokkal laposabb fenék-kialakítással. Ezeknél a beruházási költség kedvezőbb, és azok a keverés szempontjából is megfelelőek. A sima fenék azonban nem célszerű a recirkulációs rendszer kiépítéséhez (Bode és Klauwer, 1999). A tojás alakú rothasztók kialakulása a betonszerkezetek építési technológiája fejlődésének is eredménye. A mélyebb fenékrészének köszönhetően a keverés szempontjából ez különösen kedvező megoldás. Az ilyen rothasztókban a reaktor fenekén történő iszap akkumuláció minimalizálható, és jelentősen csökken a felúszó iszap mennyisége is a jó keverés eredményeként. A tojás alak kedvező alapterület hasznosítást is jelent, ami a sűrűn lakott térségekben a nagy telekár miatt is fontos lehet.

A rothasztók esetében a nyersiszap betáplálása szivattyúkkal, a végtermék elvétele túlfolyón, míg a gáz lefűvatása biztonsági szelepen történik. Megfelelő kialakítás szükséges ezen túl a felúszó iszap eltávolítására, az iszap megfelelő cirkuláltatására, keverésére, fűtésére. A talajszint közelében megfelelő szerelőnyílás kiépítése is elengedhetetlen.

A rothasztó iszapját belső, vagy külső hőcserével is fel lehet melegíteni a kívánt hőmérsékletre. A hőcserét rendszerint melegvízzel végzik. A melegvizet általában a keletkező biogáz egy részének elégetésével, vagy az áramfejlesztő motorok hulladék hőjének a hasznosításával biztosítják.

Technológiai változatok

A modern anaerob rothasztók esetén gyakori technológiai módosítások három csoportba sorolhatók: hagyományos, kis terhelésű egylépcsős rothasztók, nagyterhelésű, kevert reaktoros technológiák, kétlépcsős rothasztás.

A hagyományos, kis terhelésű rothasztó általában egyetlen nagy tartály, rögzített, vagy úszó tetővel. A nyers iszapot a reaktor közepére adagolják, míg a stabilizált anyagot a reaktor fenekéről veszik el. A rendszer nem kevert, és nem fűtött. A szükséges átkeverést kizárólagosan a keletkező biogáz buborékainak a felúszása kelti. A gázbuborékok zsír és más iszaprészeket is fölúsztatnak, stabil iszapréteget képezve a reaktor folyadékfelszínén az alatta levő tisztább folyadékrész, s a legalul elhelyezkedő sűrűbb iszapréz fölé. A részleges átkeveredés és hasonló hőmérséklet kiegyenlítés (stratifikáció) eredményeként a hatásos reaktortérfogat csak a teljes térfogat 50 %-a. Egyéb hátránya az ilyen rendszerekben a viszonylagosan szennyezett elfolyó iszapvíz, és az úszó iszap eltávolításának a folyamatos problémája. Általánosan jellemző ezeknél a szakaszos betáplálás, és a nagy (30 - 60 napos) hidraulikus tartózkodási idő, viszonylag kis fajlagos szerves anyag terheléssel ($0,5 - 1,6 \text{ kg szerves anyag - izzítási veszteség/m}^3 \text{ d}$).

A nagy terhelésű rothasztóknál a fajlagos térfogatigény kisebb, s a folyamat stabilitása a jobb szabályozás eredményeként nagyobb. A hőmérséklet és az anyag homogenitása az ilyen reaktorokban egyenletesebb. A teljes reaktortérfogat tökéletes átkeverésére sor kerül, s egyenletes iszap szuszpenzió alakul ki a teljes reaktortérben, a különböző folyamatok szimultán lejátszódása mellett. A folyadék/szilárd részek fázis-szeperációja rendszerint elkülönített térfogatban történik. Bár a folyamatos tápanyagfeladás ideális lenne, a szakaszos megoldás is általános, kisebb mennyiségekben gyakrabban történő adagolással. A rendszert általában mezofil hőmérséklet tartományban, 10 - 20 napos átlagos tartózkodási idővel, és $1,6 - 8,0 \text{ kg szerves anyag (izzítási veszteség) / m}^3 \text{ d}$ terheléssel üzemeltetik.

A kétlépcsős rothasztás a csak két reaktortér sorba kapcsolását jelenti. Az első reaktort ilyenkor fűtik és keverik, és a szerves anyag biológiai lebomlásának és a gáztermelésnek a döntő része is ebben a lépcsőben játszódik le. A második lépcső méretében hasonló az elsőhöz. Annak az alapvető feladata a rothasztott iszap sűrítése, valamint a folyadék és szilárd részek jobb elkülönítése. A második lépcsőben már csak a lebegő anyagok igen kismértékű

bojlása, gáztermelése figyelhető meg. A második lépcső így egyidejűleg tartalék kapacitást is jelent, és a rothasztott iszap tárolására is szolgál, biztosítva egyidejűleg az iszapáram rövidre zárásának megakadályozását. Az utóbbi egység is gyakran kevert és fűtött.

A kétlépcsős rendszerben az acetogén és metanogén folyamatok nincsenek szétválasztva, ugyanabban a reaktorban játszódnak le. Ha ezeket térben elkülönítik (mindegyiket külön reaktorban vitelezik ki), az eljárást kétfázisú, vagy fázis-szeparációs technológiának nevezik. Újabban további technológiai módosításokat is alkalmaznak, mint pl. a termofil rothasztás, amely egy nagyobb lebontási sebességű, kisebb reaktortérfogatot igénylő, és jobb termikus patogén inaktiválást biztosító megoldás. Használatos az olyan fázis-szeparációs megoldás is, melynél az első lépcső termofil, nagyterhelésű, míg a metanizáció hagyományos, mezofil. Kivitelezhető a rothasztás olyan kétlépcsős megoldással is, melynél az előkezelés aerob autoterm folyamat, míg a tulajdonképpeni rothasztás mezofil anaerob rendszer.

Üzemeltetés és szabályozása

Az anaerob rothasztásnál egyik paraméter sem jelzi egyértelműen a rothasztó instabilitását. Ezért több paraméter egyidejű ellenőrzésével kell a megfelelő üzemmenetet folyamatosan követni. Megfelelőnek tűnik ehhez az illó savak, a hidrogén-karbonát alkalinitás, a pH és a metántermelés sebességének az ellenőrzése.

Illó savak koncentrációja:

Bár gyakran állítják, hogy a 200 - 400 mg/l ecetsav koncentráció jó üzemállapotot jelez, az illó savak koncentrációjának abszolút értéke mégis kevésbé fontos jellemzője az üzemállapotnak, vagy az állapot változásának, mint az illó savak koncentrációja változásának a sebessége. Ezek koncentrációjának a változását mind a metanogén, mind az egyéb mikroorganizmus csoportok tevékenysége egyaránt befolyásolja. Koncentrációjuk gyors növekedése vagy a metanogén aktivitás csökkenését, vagy a savképző baktériumok populációja gyors stimulációját mutatja. A fordított eset, a koncentrációk gyors csökkenése, vagy a metanogén tenyészet aktivitásának gyors növekedését, vagy ez egyéb csoportok szelektív inhibícióját mutathatja.

Szerencsés az illó savak összetételének az ismerete is az összes savtartalmon belül. Ha például a propionsav koncentrációja nagy, 1000 mg/l fölötti, komoly problémákat jelezhet,

hiszen annak az ilyen koncentrációja már nagyon lemérgezi a rendszert. A többi illó savak nagyobb koncentrációja nem zavaró, ha a rendszer pH-ját 7,0 érték közelében lehet tartani. Az ilyen problémák általában a reaktoron belüli egyensúlyzavar következményei.

Hidrogén-karbonát koncentráció

A hidrogén-karbonát koncentrációt hidrogén-karbonát aktivitásnak is nevezik, s a rendszer puffer-kapacitását jellemzi. Ez azért fontos paraméter, mert a kis puffer-kapacitás nem biztos, hogy kompenzálni tudja a savtermelésben jelentkező ingadozásokat.

Metántermelés sebessége

A metántermelés sebessége a metanogén baktériumok aktivitásának a közvetlen mértéke, s mint olyan, a rothasztó teljesítményének igen érzékeny, jellemző mutatója. A metántermelés sebességének arányosnak kell lenni a folyadékfázis tápanyag-összetételével, valamint a rendszer fajlagos terhelésével. A gyors változása azt jelzi, hogy a metanogén baktériumok aktivitásával történt valami. Tartós csökkenése minden esetben üzemeltetési problémát jelez. A termelt gáz összetétele és hozama is olyan jellemzők, melyek hasznosak lehetnek az anaerob rendszer stabilitásának a megítélésére.

Habzás a rothasztóban

Az anaerob rothasztók egyik általános üzemeltetési problémája a stabil habréteg keletkezése. Ezt sokféle fonalas mikroorganizmus, mint pl. a *Nocardia*, a *Microthrix parvicella*, a *Thiothrix* és egyéb fajok elszaporodása is eredményezheti. Az eleveniszapos rendszereknél gyakran keletkező viszkózus, stabil, barna habréteg az anaerob rothasztóknál, melyek ilyen iszap rothasztását végzik, ugyancsak gyakori. Természetes és szintetikus detergensok, olajok, zsírok, fehérjék, polimerek, növényi gyanták és alkáli-sók, melyek a rothasztóban egyaránt jelen lehetnek, szintén okozhatnak ilyen felhabzást. Mellettük a hőmérséklet ingadozása, a ciklikus, gázzal történő átkeverés, ipari szennyvizek lökésszerű terhelése és a kirothasztott iszap visszaforgatása is hozzájárulhat a rothasztó habzásához.

A rothasztó habzása sok komoly üzemeltetési problémát okozhat. Ilyenek:

- hab átbukása a torló lemezen, majd elúszása, rothasztó iszap tartalmának csökkenése,
- kapcsolódó szagproblémák, rothasztó fedelének a megemelése,
- gáz visszaforgató rendszer eltömítése, gázgyűjtő rendszerbe történő hab bejutás,
- rothasztó iszapjának a felúszása, iszap-recirkulációs szivattyúk ellevegősödése,

maradék iszap kezelési problémái, rothasztó túlterhelés miatti leállása, az iszapkihordás után jelentkező hirtelen túlterhelés következtében (Van Niekerk et al., 1987).

A rothasztó fenti problémáinak kiküszöbölésére különböző intézkedéseket javasoltak. Ilyen volt az úszó tetők rögzített tetővel történő cseréje, a gázkeverő csövek felújítása, nagy teljesítményű gáz-recirkulációs kompresszorok beiktatása a folyamatos és megfelelő intenzitású keverés érdekében a rothasztó iszapszintjének csökkentésre, illetőleg a mechanikus hab-szeparátorok és/vagy víz-permetező rendszerek kiépítése a gáz-vonalon. A *Nocardia*, vagy *Microthrix parvicella* elszaporodása az eleveniszapos rendszerekéhez hasonlóan csökkenthető, például szaporodási sebességük megfelelő visszaszorításával, az iszapkor 6 naposnál rövidebbre történő csökkentésével, vagy az iszapterhelés megnövelésével. (Ghosh, 1991; Westlund et al., 1998).

Olyan anaerob rothasztási eljárások, mint a kétfázisú rothasztás, a hőmérsékleti lépcsőkkel kombinált rothasztás és az előkezelésekkel kombinált (biológiai, fizikai-kémiai és mechanikai) rothasztás, melyek a hidrolízist meggyorsítják, látszólag nem hajlamosak iszapfelhabzásra.

Hivatkozások

- Brinkman D. - Vosh, D. (1999) Egg-shaped digesters. Operat. Forum 16 (8) 20-23.
- Baier, J. - Schmidheiny, P. (1997) Enhanced anaerobic degradation of mechanically disintegrated sludge. Wat. Sci. Tech., 36 (11) 137-143.
- Balmer, P. (1999) Experiences with flat-bottomed, high digesters. WQI, March/April, 41-43.
- Bode, H. -Klauwer, E. (1999) Advantages and disadvantages of different shapes in digester design. WQI, March/April, 35-40.
- Capri, M. G. - Marais, G. V. R. (1975) pH adjustment in anaerobic digestion. Wat. Res., 9, 307-311.
- De Korte, K. (1999) Dutch developments in digester design. WQI, March/April, 44-48.
- Ghosh, S. (1991) Pilot scale demonstration of two-phase anaerobic digestion of activated sludge. Wat. Sci. Tech., 23, 1179-1188.
- Grady L. C. P. - Lim, H. C. (1980) Biological wastewater treatment - Theory and applications. Marcel Dekker, NY.
- Hobson P. N. - Shaw, B. G. (1976) Inhibition of methane production by Methanobacterium formicum. Wat. Res., 10, 849-852.
- Jobbágy
- Kopp, J. - Müller, J. - Dichtl, N. - Schwedes, J. (1997) Anaerobic digestion and dewatering characteristic of mechanically disintegrated excess sludge. Wat. Sci. Tech., 36 (11) 129-136.
- Lawrence, A. W. - Mc Carty P. L. (1964) The effect of sulphides on anaerobic treatment. In Proc. of the 19th Ind. Waste Conf., Purdue Univ. Engineering Extension Series. 117, 343-357.
- Malina, Jr. J. F. - Pohland, F. G. (Eds.) (1992) Design of anaerobic processes for the treatment of industrial and municipal wastes. Water Quality Management Library, Vol. 7. Technomic, Lancaster
- McCarty, P. L. - McKinney, R. E. (1961) Volatile acid toxicity in anaerobic digestion. J. Water Poll. Cont. Fed. 33 (2) 223-232.
- Monteith, H. D. - Stephenson, J. P. (1981) Mixing efficiencies in full-scale anaerobic digesters by tracer methods. J. Water Pollut. Contr. Fed. 53 (1) 78-84.
- Owen, H. T. - Suckey, D. C. - Healy, Jr. J. B. - Young, E. Y. -McCarty, P. L. (1979) Bioassay for monitoring biochemical methane potential and anaerobic toxicity. Wat. Res., 13(6) 485-492.

- Rimkus, R. R. - Ryan, J. M. - Cook, E. J. (1982) Full-scale thermophilic digestion at the West-Southwest Sewage Treatment Works, Chicago, Il. J. Water Pollut. Contr. Fed., 54 (11) 1447-1457.
- Smith, M. R. - Mah, R. A. (1978) Growth and methanogenesis by Methanosarcina strain 227 on acetate and methanol. Appl. Environ. Microbiol., 36, 870-874.
- Tiehm, A. - Nickel, K. - Neis, U. (1997) The use of ultrasound to accelerate the anaerobic digestion of sewage sludge. Wat. Sci. Tech., 36 (11) 121-128.
- Van Niekerk, A. - Kawahigashashi, J. - Reichlin, D. - Malea, A. - Jenkins, D. (1987) Foaming in anaerobic digesters - A survey and laboratory investigation. J. Water Pollut. Cont. Fed., 59 (5) 249-253.
- Van Velsen, A. F. M. (1979) Adaptation of methanogenic sludge to high ammonia-nitrogen concentrations. Wat. Res., 13, 995-999.
- Spinoso, L., Vesilind, A. (2001). Sludge into Biosolids, IWA Publishing. 2001.
- Vogel, F. - Harf, J. -Hug, A. - Von Rohr, P. R. (2000) The mean oxidation number of carbon (MOC) - A useful concept for describing oxidation processes. Wat. Res., 34 (10) 2689-2702.
- Westlund, A. - Hagland, E. - Rothman, M. (1998) Operational aspects on foaming in digesters caused by *Microthrix parvicella*. Wat. Sci. Tech., 38 (8-9) 29-34.

5.3 Komposztálás

A komposztálás a fejlettebb országok általános szennyvíziszap feldolgozási technológiája. Egyrészt azért, mert alapanyagát a szennyvíztisztítás folyamatosan termeli, másrészt a talajok degradációja ezt az iszapmennyiséget bőségesen fel tudná venni természetes tápanyag utánpótlásként az egyre csökkenő állati szerves trágyát helyettesítve. Hosszú távon a bioüzemanyagok termelésének talajtápanyag igényéhez is kedvezően járulhat majd hozzá a komposzt nagy részét képező humusz visszaforgatásával. Ma már az EU országok többségében törvényekkel, rendeletekkel szabályozzák a szennyvíziszapok és egyéb szerves hulladékok komposztálását és azok felhasználását.

A szennyvíziszap mennyiségének a folyamatos növekedése is egyre súlyosbodó környezeti probléma. A deponáló helyek kiépítése költséges, és sok esetben csak elodázza a megoldást, vagy további újabb gondokat eredményez. A szárítás, égetés vagy granulálás nagy energiafelhasználást és beruházás igényt jelent. Velük szemben kedvező hosszú távú megoldás a szennyvíziszap komposztálása és mezőgazdasági területen történő hasznosítása. Komoly gazdasági eredményt hozhat a növényi tápanyagkészlet, talajélet-talajerő javítás területén. Nagy mennyiségű zöldhulladék, fásult növényi maradvány egyidejű humifikációját is biztosíthatja. A szerves maradékok, hulladékok jobb hatásfokú újrafelhasználását teheti így lehetővé. Javítja a természet tápanyag gazdálkodási ciklusát.

A komposztálás szakaszai

A komposztálás a szerves hulladékok ártalmatlanításának régóta ismert és alkalmazott módszere. A komposztálás a szennyvíziszap szabályozott, irányított lebontása a speciális mikroorganizmus csoportok, valamint egyszerűbb talajlakó szervezetek segítségével. A komposztálás olyan biotechnológiai eljárás, amelyben a szerves tápanyag túlnyomóan szilárd, vízzoldhatatlan fázisban van, felületét vízfilm vonja be, és az ebben a filmben elhelyezkedő mikroorganizmusok elsősorban aerob körülmények között extracelluláris enzimekkel bontják le, illetve alakítják át a szerves anyagot, miközben a mineralizáció mellett minőségében megváltozó, biológiailag nehezen bontható, ugyanakkor a növények részére szükséges tápanyagokat tárolni és leadni képes szerves anyagok, humusz keletkezik (Szabó, 1986). A nyersanyag energiatartalmának jelentősebb részét ugyanakkor a mikroorganizmusok egyrészt élettevékenységük során az átalakítások energiaforrásként, másrészt a környezet

hőmérsékletének emelésére, s a keletkező jelentős vízmennyiség elpárologtatására használják. A speciális hőkezelést is alkalmazó komposztálás egyrészt a mezofil tartományban legnagyobb sebességű cellulóz és ligninbontás, másrészt a patogén mikroorganizmusok termofil tartományban lehetséges sterilizálása (60-65 °C) céljából is kívánatos (Golueke, 1977; Haug, 1993).

A komposztálás során különböző prokarióták, és eukarióták, gombák és egyszerűbb talajlakó állatok tevékenysége révén bomlik le az összetett alapanyag (szénhidrát, keményítő, fehérje, zsír, cellulóz, hemicellulóz és lignin) egyszerű vegyületekre (víz, széndioxid, ammónium, ortofoszfát, nitrát, szulfát, stb.), valamint a mikroorganizmusok részére már csak igen kis sebességgel feldolgozható, többnyire egy-gyűrűs aromás vegyületekre, a humusz prekursoraira. Az utóbbiakból kémiai átalakulások révén keletkezik a nagyon széles molekulatömeg eloszlású és komplikált molekuláris kiépítésű humusz (Szabó, 1986).

A humifikáció során az élő és elhalt mikroorganizmusok enzimeji, valamint a közeg szervesetlen és szerves katalizátorai hatására következnek be az egyszerű szerves molekulákból a kaotikus felépítésű, sohasem teljesen azonos struktúrájú és véletlenszerű kibontakozással egyre inkább bonyolódó szerkezetű humuszmolekulák szintézise. Ennek a folyamatnak a jellemző reakciói a gyűrűzáródás (szén és heteroatomos 5, 6 tagú gyűrűk), aromatiszálódás, polimerizáció, kondenzáció. A komposztálás oxidációs reakcióinak a hőtermelése az átalakuló alapanyag hőmérsékletének az emelkedését eredményezi. Ennek különböző tartományai szerint négy szakaszra szokásos felosztani a komposztálódás folyamatát: bevezető, lebontási, átalakulási és felépülési szakaszokra (Alexa és Dér, 2001).

A **bevezető szakaszban** az optimális körülmények közé kerülő mikroorganizmusok nagy sebességgel szaporodni kezdenek (jó tápanyag, szénhidrát, fehérje, zsír, és oxigénellátás), a hőmérséklet az intenzív anyagcsere hatására gyorsan a termofil tartományba emelkedik. E szakasz hossza általában néhány óra, esetleg 1-2 nap. Meg kell jegyezni, hogy a bevezető szakasz jelentősége a gyakorlat és az elmélet szempontjából csak annyi, hogy a hőmérséklet el kell, hogy érje a szükséges értéket. A legtöbb szakember ezért nem is tekinti külön szakasznak (Kutzer, 2000).

A **lebontási szakasz**, vagy termofil szakasz kezdetén a szerves anyag lebontásáért még a mezofil mikroorganizmusok felelősek, amelyek szaporodásának a hőmérsékleti optimuma 30-

45°C. Ezt meghaladva arányuk egyre csökken, de a hőmérséklet szükséges mértékű növelését még biztosítják (Alexa és Dér, 2001). A nyersanyagok lebontásának a nagyobb része a második fázisban történik, amit a legnagyobb levegőigény és a legnagyobb CO₂ keletkezés bizonyít. A maximális lebontáshoz a hőmérsékletet 40-50 °C között kell tartani a levegőztetéssel. A mezofil mikroszervezetek száma 45°C-ig növekszik, 50°C felett már nagy számban pusztulnak el, és 55°C felett csak hőmérsékletre rezisztens fajaik maradnak fenn. A mezofil mikroflóra pusztulásával egy időben gyorsan szaporodnak a termofil mikroorganizmusok, a cellulóz és lignin bontására képes sugárgombák és gombák, amelyek hőmérsékleti optimuma 50-55°C között található. 75°C felett már alig lehetségesek biológiai folyamatok, hanem a tisztán kémiai - autooxidatív és pirolitikus folyamatok a jellemzőek.

Az **átalakulási szakasz** több hétig is eltarthat, miközben a hőmérséklet jelentősen csökken. A mikroorganizmusok elkezdik a nehezen bontható lignin bontását, amely során mono-, di-, trifenol vegyületek keletkeznek. Ezek kondenzációjából épülnek fel a következő szakaszban a humuszanyagok.

A komposztálás **felépülési/érési szakaszát** a szerves anyag humifikálódása jellemzi, amely a komposzt sötét színét eredményezi. Ennél a hőmérséklet további csökkenése következik be. Az érésben pszihrofil baktériumok és penészgombák működnek közre, amelyek hőmérsékleti optimuma 15-20°C. Nő a sugárgombák száma is, amely a komposztérettség indikátorának is tekinthető egyben.

A könnyen lebontható szerves anyagok (szénhidrát, fehérje stb.) lebomlása gyorsabb, ezek a komposztálás során a kezdeti időszakban bomlanak le, biztosítva a nyersanyag hőmérsékletének a megemelését, a fásult részek bontására képes szervezetek kedvező feltételek kialakítását, valamint a biológiai sterilizálás lehetőségét. A komposztálás végére a humuszanyagok mennyiségének növekedése a jellemző.

A komposztálásban résztvevő szervezetek

Talán nem is létezik még egy olyan élőhely, mely olyan vonzó lenne a mikrobiális szaporodás és kölcsönhatás tanulmányozására, mint a komposztprizma. Ez a komposzt ökoszisztémája miatt van, amely az általános környezeti feltételekkel ellentétben (hőmérséklet, nedvességtartalom, tápanyag ellátás, szubsztrát jellemzők) az időben változó körülmények

miatt maga is folyamatosan változik, így a komposztprizmán belül térben és időben is nagyon változatos lehet. A komposztálás során a szerves anyag lebontó, átalakító és felépítő folyamataiban a nyersanyagoktól, a környezeti feltételektől és az érési foktól függően különböző élőlények tevékenysége a domináns, mégis állandó szimbiózisban tevékenykednek. A giliszták, rovarok, pókok a komposztot csak az érés vége felé népesítik be. Aprító, kiválasztó és keverő tevékenységük elsősorban az érett komposzt küllemét, fizikai jellemzőit határozza meg.

A komposztálás sebessége a nagyszámú bakteriális szervezetek -baktériumok, sugárgombák-, és gombák aktivitásának megfelelően alakul. A komposztáláshoz legtöbbször nincs szükség külön mikroorganizmus oltóanyagra, hiszen maga a komposztálandó anyag tartalmazza az összes ahhoz szükséges fajt. Éppen ezért nem meglepő, hogy bár végeztek kísérleteket különböző adoptált szervezetekkel, csak csekély, és nem szignifikáns különbséget tapasztaltak.

Igen sok könyvet, közleményt írtak a különböző mikroorganizmusok előfordulásáról, valamint optimális környezeti körülményeiről. Bár a komposztálás mikrobiológiáját viszonylag jól ismerik, még vannak nem kellően pontosított területei. Az ismeretek hiányának a legfőbb okai a komposztálandó anyagok nagy természetbeni változatossága, valamint a folyamatok igen változó hőmérsékleti és egyéb körülményei, a mikrobiális populációk szukcessziója, a biocönózis rendkívüli változatossága (de Bertoldi és társai, 1983; Kutzer, 2000). Míg a mezofil baktériumok csekély mennyiségbeli csökkenése tapasztalható a magasabb hőmérsékleti fázisban, addig a mezofil sugárgombák és gombák abban szinte teljesen eltűnnek. A termofil fázis kezdetén a termofil baktériumok gyors fejlődése tapasztalható, míg a termofil sugárgombák és gombák csak valamivel később jelennek meg. A hőmérséklet csökkenése után újból feltűnnek a mezofil szervezetek.

A komposztérés szempontjából azok az aerob és fakultatív anaerob baktériumok, a sugárgombák, gombák és algák és protozoák együttes tevékenysége meghatározó. A sugárgombákat és gombákat általában, mint aerob szervezetek tartják számon, éppen ezért ilyen feltételek mellett izolálják és szaporítják ezen mikroszervezeteket a mikrobiológusok, kivéve azokat, melyek mind aerob, mind anaerob feltételek mellett izolálhatóak, ez utóbbiakat nevezzük fakultatív aeroboknak (Henssen, 1957).

Baktériumok

Bár a komposzt halomban az aerob mikroorganizmusok fejlődése dominál, előfordulhatnak abban kisebb anaerob terek is, melyekben fakultatív, esetleg obligát baktériumok is elszaporodnak. Ezt a szerves savak, valamint anaerob metabolizmusból származó gázok, N_2O , H_2S , CH_4 , és más szagképző gázok keletkezése bizonyít. A termofil hőmérséklet tartományban elsősorban *Bacillus* és *Thermus* fajok jelenléte a meghatározó (Strom. 1985a,b). Ellentétben azzal a tévhitel, hogy a komposzt maximális hőmérséklete esetén a túlnyomórészt csak termofil spóráképző fajok a dominánsak, ma már beigazolódott, hogy 65-82°C-os komposzt hőmérséklet mellett, nagyszámú (10^7 - 10^{10} sejt g^{-1} száraz anyag) nem spóráképző, gram-negatív *Thermus* faj is jelen lehet. Ez azt mutatja, hogy a *Thermus* faj egyedei jobban alkalmazkodnak a komposzt magas hőmérsékletéhez, mint a *Bacillus*ok.

Sugárgombák

A sugárgombák hifákat és micéliumokat képző talajlakó mikroorganizmusok, lignin bontására képes enzim rendszereik fontosak a humuszanyagok képzésében. Anyagcseréjük során antibiotikumokat és vitaminokat termelnek, ezzel az érett komposzt biokémiai higiénizálásában és a növényi növekedést serkentő hatás kialakításában fontos szerepet töltenek be. A sugárgombáknak köszönhető az érett komposzt erdei földre emlékeztető szaga.

Fontos a komposztálás folyamatában a sugárgombák hőmérsékleti szukcessziója. Az állandó hőmérséklet a melegedővel szemben a mezofil és termofil sugárgombák differenciálását vonja maga után (Cross, 1968). Úgy tűnik, hogy több termofil sugárgomba főként fakultatív (eurytermofil) és csak kisebb hányaduk obligát termofil (eurytermofil). Látható, ahogy az várható is, hogy ugyanazon paraméterek, melyek meghatározzák az önhevülés folyamatát, pl.: a szerves anyag fajtája, nedvességtartalom, levegőztetés, hőmérséklet alakulása, egyben meghatározzák a többi faj elterjedését is. A termofil sugárgombák nemcsak a cellulóz és lignin lebontásában játszanak fontos szerepet a komposztálás során, hanem az önhevülő folyamathoz, valamint a humifikációhoz is hozzájárulnak. Néhány fajuk a sterilizálást illetően is fontos szerepet játszik.

Gombák

Az eukariótákhoz tartoznak, képesek a nagy cellulóz és lignin tartalmú fás növényi részek lebontására. Különösen jelentősek a penészgombák, amelyek a komposztálás során 60°C körül a cellulóz bontásában játszanak szerepet. A gombák -heterotróf eukarióta

mikroorganizmusok (akár szaprofiták, akár paraziták)-, melyek nagyon nagy számú fajt foglalnak magukba, melyek az élelciklusuk, valamint a morfológiájuk alapján 5 osztályba sorolhatók: Myxomycetes, Phycomycetes, Ascomycetes, Basidiomycetes, "Deuteromycetes"(fungi imperfecti). A komposztanyagban tehát igen nagy számú mikroszervezet található, melyek közül legtöbb az Ascomycetesek és a Deuteromycetesek közé tartozik. A gombák szaporodását az alábbi tényezők határozzák meg:

Hőmérsékleti viszonyok: (psicrofil, mezofil, hőmérséklettűrő, termofil). Habár, mint ahogy ezt már tapasztalhattuk, az egyes csoportok között kisebb-nagyobb átfedés tapasztalható, mégis szükség van a megkülönböztetések alkalmazására.

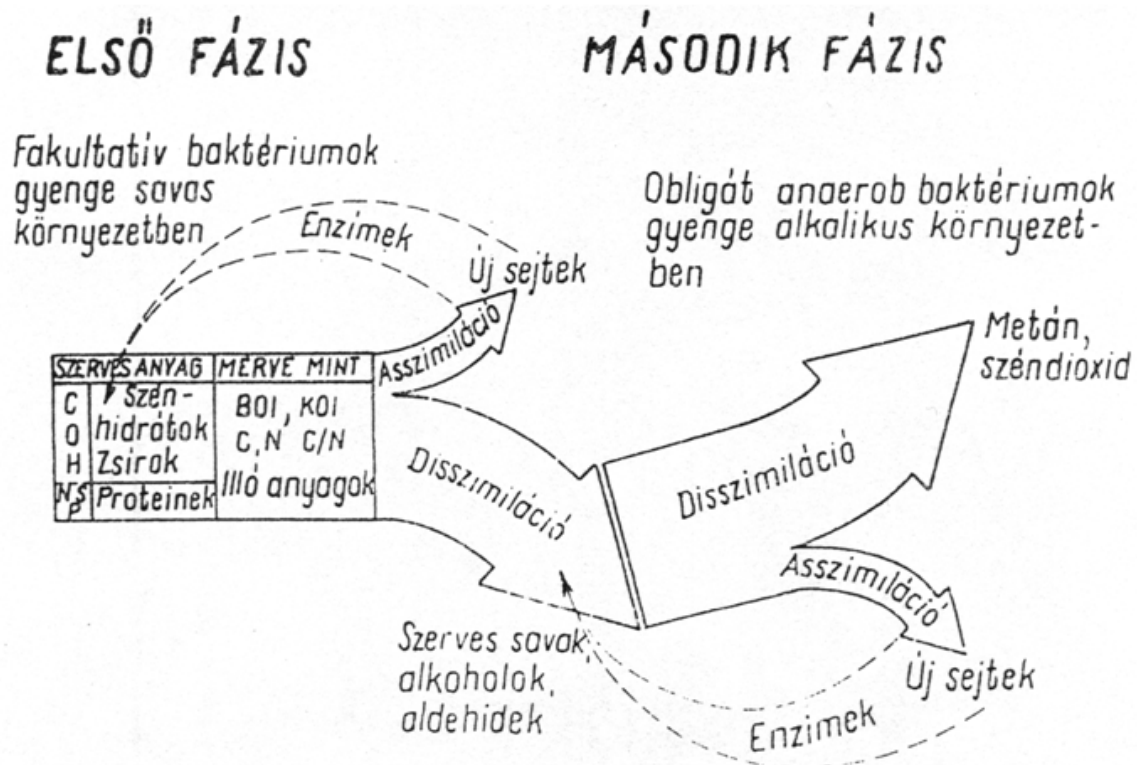
Nedvességtartalom: Csak az alacsony víztartalomhoz szokott csoportokat nevezték el külön: xerofil gombák és ozmofil gombák. Ezek szárazság tűrő fajok. Ezen fajok a komposztálás végső fázisában szaporodnak el, amikor is a prizma kissé szárazabbá válik.

Oxigénháztartás: A legtöbb gomba félnedves aerob körülmények között szaporodik, ezért a levegőztetett komposztprizma kiváló feltételek nyújt növekedésükhöz. Az anaerob viszonyokat kedvelő fajaik az oxigénben szegény, vagy oxigénhiányos prizmaterekben szaporodnak.

Szerves anyagok lebomlása és a humuszanyagok képződése

A *szerves anyag lebomlása* (felaprózódás, feltáródás, mineralizálás) és felépülése (humifikáció) három szakaszra osztható fel:

- *Biokémiai bevezető, iniciális szakasz:* A nagy molekulájú polimerek hidrolitikus és oxidatív folyamatokban dimerekre és monomerekre esnek szét. Ez a folyamat a szöveti szerkezetben nem látható, pl.:levélbarnulás.
- *Mechanikus felaprózódás:* A szerves anyagok a talajállatok hatására felaprózódnak és a talaj ásványi alkotóival összekeverednek.
- *Mikrobiológiai lebomlás:* A szerves vegyületek enzimatisz uton építő elemekre esnek szét, ami a szerves anyag oxidációját mineralizációnak eredménye, amikor ásványi anyagok, víz, széndioxid, és energia szabadul fel. A komposztálás során a szerves anyagok aerob mikroorganizmusok segítségével mineralizálódnak, illetve bizonyos hányaduk humifikálódik, végterméke a komposzt, amely nem más, mint stabilizált (humifikált) szerves anyag, ásványi tápanyagok és mikrobiális termékek (fermentumok) összessége. A holt szerves anyagok ásványosodási-mineralizációs-átalakulási folyamatait a következő ábra szemlélteti:



56. ábra. A humuszanyagok keletkezésének sematikus bemutatása (Alexa és Dér, 2001)

A **humuszképződés** első lépése a szerves anyagok szétesése egyszerű alkotó elemekre, második lépés a humuszanyagok szintézise. A humuszanyagok képződése a komposztálás során is lejátszódik. A humuszképződés összetett folyamat, amelynek lépései még ma sem teljesen ismertek. Az uralkodó folyamatok alapján négy szakaszra oszthatjuk fel a humusz keletkezését (Alexa és Dér, 2001, Kárpáti, 2002):

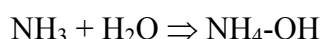
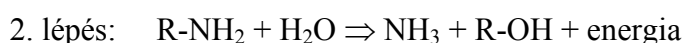
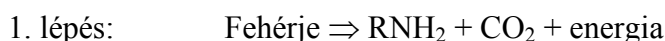
Metabolikus szakasz, radikális képződésszakasz, konformáció, humuszrendszer kialakulása. Utóbbi a humuszanyagok összekapcsolódása az ásványi részekkel, organominerális komplexek képződése.

A **humuszanyagok** nagy molekulaméretű szerves vegyületek, amelyeknek fontos szerepük van a talajszerkezet kialakításában, a tápanyagok adszorpciójában, és a talajok víz- és hőgazdálkodásában. A humuszanyagok amorf vegyületek, amelyek alapelemekből, monomerekből épülnek fel, szerkezetüket tekintve nem egységesek, hanem komplex vegyületcsoportként lehet azokat jellemezni.

Fontosabb elemek átalakulási folyamatai a komposztálás során

A szerves anyagok lebomlása, valamint beépülése a mikroorganizmusok szervezeteibe, sejtfalanyagába, majd annak, valamint a cellulóznak és ligninnek a gombákkal történő hasonló átalakítása egymással egyidejű, de ugyanakkor ciklikus folyamat. A végső szakasz a humusz prekursorok sokrétű kémiai átalakulása, a humifikáció. A különböző átalakulási folyamatokhoz a mikroorganizmus rendszer az energiát a szerves anyagok oxidációjából nyeri.

A növények számára legfontosabb tápanyag a nitrogén, amely a komposztálás kiindulási anyagaiban túlnyomórészt fehérjék, aminosavak, amincukrok, nukleinsavak alkotórészeként van jelen. A komposztálás első fázisában megkezdődik a szerves nitrogénvegyületek ásványosodása, amelynek első lépése az aminizáció, második lépés az ammonifikáció:



Termofil fázisban alkalikus kémhatás mellett az ammóniumion nagy része ammónia formájában lesz jelen és gáz formájában távozhat a rendszerből. A keletkezett ammónia számára három további átalakulási lehetőség adódik:

- Nitrifikáció: Az NH_4 biológiai oxidációja NO_2^- -vé, majd NO_3^- -á,
- Mineralizált nitrogén a mikroorganizmusok biomasszájába épül be,
- Nitrogén a huminanyagok felépítésében vesz részt.

A foszfor és a kálium komposztálás alatti átalakulásával kapcsolatban még sok kérdés tisztázatlan, de az megállapítható, hogy a növények számára könnyen hozzáférhető formájúvá alakulnak át.

Komposztálást befolyásoló körülmények

A komposztálás alapanyagát képező szennyvíziszap tartalmaznak elég makro-tápanyagot, valamint mikro-tápanyagokat, melyek biztosítják a lebontási folyamatok beindítását. Nitrogénből azonban sokkal több van bennük, mint amennyi sejttanyaggá történő

alakításukhoz szükséges. A fehérjék nagy nitrogéntartalmúak és jól bonthatók. Éppen az ellenkezője igaz a fásult növényi részekre, melyek nitrogénben szegények, és szerves anyaguk nagy része, a cellulóz, valamint a lignin ezen túl bakteriálisan gyakorlatilag nem bontható.

A komposztálási eljárás fokozása és a környezeti hatások optimalizálására a mikrobiális lebontást szabályozni kell. Az olyan homogén rendszerrel összehasonlítva, mint amilyen egy aktivált iszapos eljárás, a komposztálás egy heterogén, szilárd hordozós rendszer, korlátozott nedvességtartalommal. A homogén rendszereket lebontási folyamatai általában a Monod kinetikával írhatók le, feltételezve, hogy a tápanyagtranszportja nem korlátozott. A heterogén rendszerben, mint a komposztálás, számos komponens tömegtranszportja (oxigén, oldott tápanyag) limitáló tényező. Mivel ezek a folyamatok nagyon összetettek és részleteiben nem ismertek, általában a következő fő tényezők ellenőrizendők a komposztálás során: a nyersanyagok biológiai lebontása, nedvességtartalom, oxigéntartalom, az anyag struktúrája és a levegőztetés, hőmérséklet, nitrogén-, foszfortartalom és átalakulás, és a pH.

C/N arány

A nyersanyagok összeállításánál az egyik fontos tényező a C/N arány, mert a komposztálás során a mikroorganizmusok helyes tápanyagellátásával a nitrogénigény optimalizálható, a nitrogén vesztesége pedig minimalizálható. Az optimális C/N arány könnyen meghatározható a mikroorganizmusok tápelemigényéből. A mikróba sejtek C/N arány 5/1. A nyers eleveniszapé, s a rothasztott vegyes iszapé ezzel szemben 15:1. A komposzt alapanyag kiindulási C:N arányát ugyanakkor a cellulóz és lignin tartalmú, nitrogént alig tartalmazó fás növényi részekkel 30-35:1 arányra, vagy összetételre kell beállítani. A komposztálás végére a széndioxid veszteség miatt ez az arány 10-15:1 értékre csökken. A megfelelő karbon tartalmat tehát az úgynevezett hígító anyagoknak (faforgács, fűrészpor, falevelek, szalma, stb.) a komposztálandó anyagtömegbe való bekeverésével kell beállítani.

- Túl kis C/N arány esetén nitrogén felesleg lesz az alapanyagban, ami veszendőbe megy, ammónia formájában eltávozik.
- Túl nagy C/N arány esetén a folyamat csak nagyon lassan indul be a nitrogén relatív hiánya miatt, mivel ilyenkor a nitrogénellátottság lesz a baktériumok és gombák szaporodásának a limitáló tényezője. A felesleges szén szén-dioxid formájában történő eltávozása után a folyamat begyorsul.

Nedvességtartalom

A komposztálandó szerves anyag optimális nedvességtartalma 40-60 tömeg%. A 60 %-nál nagyobb nedvességtartalomnál a halom pórusait a levegő helyett a víz tölti ki, s az aerob biológiai folyamatok befulladásnak. A 40%-nál kisebb nedvességtartalom ugyancsak kedvezőtlen mind a mezofil, mind a termofil baktériumok számára, mivel a kiszáradás lehetősége megnő. A nedvesség elengedhetetlenül fontos a lebomlási folyamathoz, mivel a legtöbb mikrobiológiai lebomlás, exoenzimes átalakítás a részecskék felületén lévő vékony folyadékfilmben játszódik le.

A fentebb említett 40-60 tömeg %-os nedvességtartalommal szemben a durvább nyersanyagoknál nagyobb nedvességtartalom az optimális. A komposztálási folyamat végén a kész komposzt nedvességtartalma nem lehet több 35-45%-nál a tárolási, szállítási és kezelési nehézségek elkerülése végett. Néhány száraz hulladék komposztálásához víz vagy nedves nyersanyag hozzáadása szükséges. Általában a nyersanyagok inkább túl nedvesek, mint túl szárazak (az általános kezdeti nedvességtartalom fahulladéknál 40-75%, szennyvíziszapnál 87-98%, kerti hulladéknál 40-85%). Az olyan száraz struktúráló anyagok hozzáadása, mint pl. a faforgács, kéregdarabok, fűrészpor vagy a visszaforgatott komposzt elfogadott gyakorlat a kezdeti nedvességtartalom csökkentésére. Mostanában a bioszáritást is javasolják a szükséges struktúráló anyag mennyiségének csökkentésére.

A komposztálás alatt a kiindulásihoz képest a nedvességtartalom változik. Az átalakítások során jelentős mennyiségű víz is keletkezik (pl. 0.6 g/g szőlőcukor lebontásakor), ami növeli a nedvességtartalmat. Nagyobb mértékű azonban a megnövekedő hőmérséklet szárító hatása, mivel a komposztálás alatt a párolgás (levegőztetés) csökkenti a nedvességtartalmat. A komposztálás alatt a párolgás a legjelentősebb energiafogyasztó folyamat. A nedvességtartalom változása így érzékenyen függ mind a levegőztetés mértékétől, mind a komposzt hőmérsékletétől. Ha túl sok nedvesség párolog el, a vizet pótolni kell. A levegő hőmérséklete növekszik a komposzton való áthaladásakor, így a levegő telítettsége a prizmán történő áthaladásakor csökken, és a hőmérséklet növekedésével így szárítja is a komposztot. Ráadásul mivel *a párolgás a fő energiafogyasztó folyamat*, a levegőztetés hőmérséklet-szabályozó hatása csökken.

A statikus, kényszerlevegőztetett, vagy vákuumozott prizmánál, komposzthalmoknál a levegőztetés egy függőleges nedvesség gradienst hozhat létre a komposztrétegben, ami nőhet a levegő belépési pontjától a kilépési pontjáig, mivel a levegőztető gáz minden ponton vízzel telített. Ez lassítja a mikrobiológiai lebontást a levegő beviteli pontja közelében (kiszáradás). A nedvesség gradiens csökkenthető a levegőztetés irányának a váltogatásával, fokozott forgatással, vagy a nagy mennyiségű levegőztető levegő recirkuláltatásával. A nedvességtartalom ellenőrzésének érdekében a nedvességtartalom becsülhető a kezelő tapasztalatai alapján, a komposztminta mérésével vagy kalkulálható a nyersanyagok kezdeti nedvességtartalma, a bejövő és távozó gáz páratartalma és hőmérséklete alapján.

Oxigénkoncentráció

Az oxigén koncentrációja ugyancsak meghatározója a lejátszódó folyamatoknak. A szerves anyagok degradációja oxigén jelenlétében éppúgy lejátszódik, mint hiányában. A kedvező azonban az, ha a komposzthalom belsejében a gázfázis oxigénkoncentrációja 5-15 tf%. Kisebb koncentráció esetén anaerob baktériumok szaporodnak el és a degradálódó szerves anyagokból bűzös gázok, vegyületek képződnek. 15 tf%-nál nagyobb oxigénkoncentráció a hőmérséklet csökkenéséhez, ül. a szükséges folyamatok lelassulásához vezet.

Golueke (1977) szerint az 1-2 mm-es részecskékben általában jelen vannak anaerob részek. A nyersanyag ill. a választott technológiától függetlenül, a megfelelő oxigénellátás érdekében egy 20-30%-os, minimális, szabad hézagterefogat szükséges. Az aprítás és a darabolás csökkenti a nyersanyag struktúráltságát és a porozitást, valamint növeli a nyersanyag felületét, ami elősegíti a mikrobiológiai lebontást. Ha a nyersanyag stabil struktúrával rendelkezik (faanyag <1cm, ételhulladék >2.5-5cm), akkor aprítható anélkül, hogy az az oxigénellátásra káros hatással lenne.

Az oxigénellátás mellett a levegőztetésnek egy szárító és hőmérséklet szabályozó szerepe is van, ami káros lehet a mikroorganizmusokra. Példa számítások azt mutatják, hogy a szárítás levegőigénye tízszer akkora, mint amekkora a sztöchiometria alapján szükséges. A hőmérséklet-szabályozás is kb. ugyanekkora levegőztetést igényel. A komposztálási folyamat kezdetén a magas bomlási arány az átlagos oxigén szükséglethez viszonyítva magasabb oxigén szükségletet okoz.

Hőmérséklet

A komposztálás beindulása után a hőmérséklet legfontosabb hatása a higienizálás, hiszen a mezőgazdaságban, az élelmiszeriparban és a kommunális szférában keletkező szerves hulladékok jelentős része éppen fertőzőképessége miatt jelent problémát. Túl magas hőmérséklet kialakulását meg kell akadályozni, mivel a biológiai folyamatok ott már leállnak. A patogén szervezetek pusztulásának garanciája a termofil fázisban elért magas hőmérséklet. A hőmérséklet mellett a komposzt nedvességtartalma is fontos, mert különbség van a nedves és a száraz közegben végzett hősterilizálás hatásfoka között. A nedvességtartalom növekedésekor az enzimek koagulációjához szükséges hő mennyisége csökken. A komposztálás termofil fázisán átesett komposztban jelenlévő természetes mikroflóra is biztosítja, hogy a komposztált anyag megőrizze a patogénmentességét.

Természetesen hő hatására nem minden patogén pusztul el a termofil fázisban. Különösen igaz a *Clostridium tetani* és *C. botulinum* endospórák fajokra. Ezek azonban a szennyvíz iszapokban, a kommunális hulladékban és egyéb szerves hulladékokban sem fordulnak elő nagyobb számban, mint a talajban. A legtöbb komposztálási kísérlet azt az eredményt hozta, hogy az optimális hőmérséklet az aktív lebomlási szakaszban 55°C. 60°C feletti hőmérsékleten a mikroorganizmusok diverzitása csökken, 70°C-on a teljes biológiai aktivitás 10-15%-kal kisebb, mint 60°C-on, míg 75-80°C-on nem mértek jelentős biológiai aktivitást.

pH

A legtöbb ökoszisztémában a pH értéke 5 és 9 között van. A komposztálás optimális pH tartománya 7 és 8 között van. A gyűjtőkonténerekben a kis molekulájú szerves savak formájában megjelenő köztitermékek a biohulladék pH-ját 5-re csökkentik. A komposztálás alatt a szerves savak párolgásának és az olyan bázisok felszabadulásának köszönhetően, mint az ammónia, piridin és a piracén, a pH emelkedik. Kalcium hozzáadásával fokozható a zsírtartalmú nyersanyagok kezdeti lebontása 6-osnál kisebb pH-n. A legtöbb esetben azonban nem szükséges lúgos anyagok hozzáadása.

A komposztálás higiéniai aspektusai

A szerves hulladékok -eredetüknek megfelelően- élőhelyet nyújtanak a patogén szervezeteknek is, mint például *Escherichia* fajok, *Salmonella* fajok és különböző *Legionella* fajok, valamint vírusok és bélférgek számára. Különösen igaz ez a szennyvíziszap és a

hígtrágya, valamint az ételmaradékok és a zöld hulladékok esetén, hiszen ezen patogének megtalálhatók valamennyiben.

Kimutatták, hogy minimális, 55 °C-os prizma hőmérsékleten 2,5 napos időtartam kell a patogén mikroorganizmusok elpusztítására. Más szerzők szerint a biztonságos végtermék keletkezhet, amennyiben a prizma hőmérséklete 30 percen keresztül 70 °C-on, vagy fölötte van, vagy néhány óráig 65°C- feletti hőmérsékleten. A nagyobb túlélőképességű szervezeteket, mint például *Escherichia coli* B, *Salmonella typhimurium* Q, ételmaradék komposztjában legalább 9 napig 60-70°C-ot is túlélnek, vagy 5 napig ugyan ilyen hőmérsékletet átvészelnék szennyvíziszap komposztban (de Betroldi és társai, 1983).

A pasztörizálás hőmérséklet-idő igényét már számos kísérlet alapján behatárolták, s arra a következtetésre jutottak, hogy nem csak a magas hőmérséklet inaktiválja a patogén szervezeteket, hanem szerepet játszanak még más mikroszervezetek, valamint egyéb versengő mechanizmusok is. Továbbá ezen folyamatok és baktériumok akadályozzák meg a patogén baktériumok komposztrágyában történő újrafelforrását is. A coliform tartalom a szennyvíziszap komposzt fertőzőképességi indikátorának tekinthető. Természetesen a spóráképző baktériumok (egyes *Bacillus*ok, *Clostridium*ok) sem pusztulnak el a feni hőmérsékleteken, de ezek nem jelentenek veszélyt az emberre. Bár vannak köztük patogén szervezetek, de azok nem fertőzőek.

Az iszapkomposztálás nyersanyaga és segédanyagai

A nyersanyagok jórészt növényi eredetűek. Ezeknek a szerves összetevőknek a mikrobiológiai lebontással szembeni ellenállósága általában a következő sorrendben nő: cukor, keményítő, fehérjék, zsírok, hemicellulózok, cellulóz, lignin és más nagy molekulájú, fenolos összetevők. A viaszok nehezen bonthatók. Krogmann (2001), aki megvizsgálta a növények, az élelmiszer és a biológiailag bontható szerves hulladékok összetételét bebizonyította, hogy a fás növényi részek szárazanyagának 20-25%-a cellulóz, 10-25%-a hemicellulózok és 15-30%-a lignin. Az élelmiszerek szárazanyag tartalmukra vonatkoztatva lényegesen nagyobb arányban tartalmazznak cukrokat és keményítőt (akár 81%), fehérjéket (akár 81%) és zsírokat (akár 63%). A szennyvíziszap összetételére a következő megoszlást mérték: 37% fehérje, 4.7% lipid, 2.6% cellulóz és 6.9% lignin (Krogmann-Körner, 2000).

Komposztálás során gyakorlatilag minden környezetünkben keletkező biológiailag bontható szerves hulladékot felhasználható (biohulladék, zöldhulladék, szennyvíziszap, istállótrágya, hígtrágyák, mezőgazdasági melléktermékek), mivel általában minden nyersanyag komposztálható, ami biológiailag bontható. Ilyenek a kerti hulladékok és egyéb zöld hulladékok, mezőgazdasági hulladékok, feldolgozási maradékok, erdészeti hulladékok.

Jó minőségű végtermék előállítása érdekében komposztálódás meghatározó alapfeltételeit nem árt ismételten csoportosítani:

- *Kémiai összetétel (szervesanyag-tartalom, C:N arány, tápanyag-tartalom):* A biológiai kezelés elsődleges feltétele a megfelelő szervesanyag-tartalom, amelyet izzítási veszteségként mérve, minimális értéke 30% lehet. Az érést meghatározó fontos kémiai jellemző a C/N arány, optimális aránya 25-35:1.
- *Nyersanyagok komposztálhatósága:* A hulladékot alkotó szerves vegyületek különböző mértékben állnak ellen a mikrobiális lebontásnak, ezért az optimális degradációs dinamika elérése érdekében a nyersanyagok keverésekor ezt is figyelembe kell venni.
- *Szerkezeti stabilitás* a nyersanyagoknak azt a tulajdonságát jelenti, hogy mennyire hajlamosak a tömörödéssre, milyen mértékben porózusak. Rossz szerkezetű nyersanyagokból gyorsan elfogy az oxigén, így kedvezőtlen anaerob folyamatok indulnak meg. Minimális porozitás 30 t^{ff}%, amit megfelelő mennyiségű szerkezeti anyag bekeverésével biztosíthatnak.
- *Nedvességtartalom:* Nem jó a túl száraz, sem a túl nedves nyersanyag, ezért a komposztálási folyamat indulásához a megfelelő nedvességtartalmat (40-60 t%) be kell állítani.
- *Előkezelés igénye:* A komposztálás előtt leggyakrabban alkalmazott előkezelés az aprítás, homogenizálás.
- *Nyersanyagok térfogattömege:* Segítségével méretezni lehet a szállító kapacitást, területi igényt.
- *Szennyezőanyag tartalom:* A komposztálás során nem szabad ezek jelenlétét figyelmen kívül hagyni. Kémiai tulajdonságaik alapján szervesetlen és szerves szennyező anyagokat különböztetünk meg. Szervesetlen szennyezők a toxikus fémek: a kadmium, a króm, a réz, a higany, a nikkel, az ólom és a cink. Mennyiségük a komposztálás során nem változik, visszakerülve a talaj-növény-állat-ember

táplálékláncba akkumulálódnak. A nehézfémek az emberi környezetben mindenhol megtalálhatók, de a határértékeket betartva elkerülhető a káros hatásuk. A szerves szennyezők a mindennapos életben használatos kémiai anyagok (főként növényvédő szerek), amelyek egy része mérgező, másrészt rendkívül perzisztens, lassan bomlanak le. A jövőben mint jelentős veszélyforrásokkal kell velük számolni. Bomlástermékeik sok esetben mérgezőbbek, lebomlásuk folyamata sok esetben nem ismert. Szerves szennyezők: a poliklórozott-bifenilek (PCB), poliaromás szénhidrogének (PAH), poliklórozott-dibenzo-dioxinok (PCDD), poliklórozott-dibenzo-furánok (PCDF), klórozott peszticidek (Gallert és Winter, 2001).

- *Idegen anyagok:* Azokat az anyagokat nevezzük így, amelyek a komposztálás során nem bomlanak le, de nem mérgezőek (pl.: műanyag, kő, fémdarabok).

Komposztálás gyakorlati megvalósítása

Az egyszerű prizmás rendszerektől a sokkal bonyolultabb zárt terű rendszerekig terjedő komposztálási technológiák, és az ellenőrzött oxigén szintes (WEF, 1995), a hőmérséklet ellenőrzéses (Finstein és tsai.,1986) vagy a bioszárításos komposztálási eljárások közös célja, hogy javítsák a komposztálási eljárás bizonyos folyamatait. A komposztálási eljárások csoportosíthatók a különböző szükségletek és feladatok szerint, mint pl. a megcélzott nyersanyagok, szükséges környezetvédelmi szabályozások, meglévő társadalom-gazdasági tényezők, az elérni kívánt komposzt minőség és a komposzt felhasználása alapján (Juhász, 2002; Kárpáti, 2002).

Nyitott rendszerek

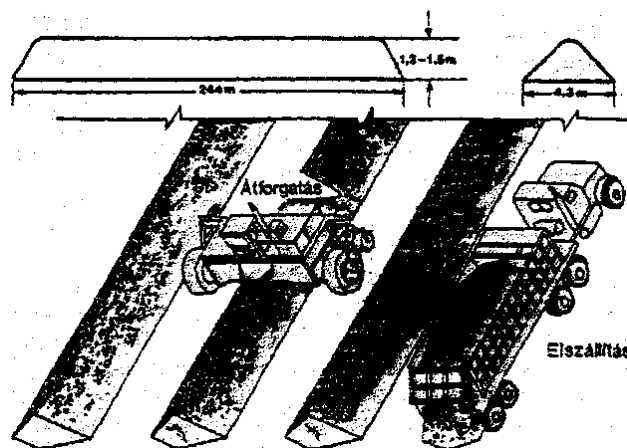
Passzív komposztálás

Általában növényi eredetű, nagy C/N arányú, nehezen lebomló nyersanyagoknál használt eljárás. Az érés nagy méretű, stabil, passzív levegőztetésű trapéz- keresztmetszetű prizmákban történik. A halom összerakásán kívül a komposztálási folyamat során semmiféle beavatkozás nem történik. A passzív komposztálás lassú és nagy helyigényű, de az alacsony munka és gépköltség miatt ökonómiai szempontból kedvező lehet. A fő különbség a forgatott és a statikus prizmás komposztálás között az, hogy a statikus prizmákat nem átforgatással levegőztetik. A nem forgatott prizmákban a keverés hiánya miatt sokkal inkább gondoskodni kell a hosszabb ideig tartó megfelelő porozitás kialakításáról.

A legtöbb esetben a forgatás nélküli prizmának csonka piramis alakja van. A tipikus méretek: 12-15m-es alap, 3m-es magasság. A prizmákat érlelt komposzt réteggel fedik annak érdekében, hogy megelőzzék a felsőbb rétegek hőveszteségét, és hogy kis mértékű szagtalanítást is biztosíthassanak. Az idő-vezérelt turbo-ventillátorokkal 5-15%-os oxigén koncentrációt állítanak be a prizma gázfázisában. A forgatás nélküli prizmákban a legtöbb esetben a prizma hőmérséklete $60\text{ }^{\circ}\text{C}$ alatt marad. Az átlagos kezelési idő a statikus, levegőztetett prizmáknál 21 nap, amit 6-8 hetes prizmás érlelés követ. Néhány telep a természetes szellőzést levegőztető csövek elhelyezésével fokozza az aktív levegőztetés nélküli prizmákban. Ezek a csövek növelik a természetes ventillációt a prizma belsejében. Más változatoknál a nyersanyagot nyitott komposztáló cellákba rakják. A prizmákban kialakuló vertikális nedvesség és hőmérséklet gradiens megszüntetésére a levegőztetést a cellák váltakozó irányú kapcsolásával és fűtás irányának ilyen változtatásával egyenlítik ki.

Forgatásos prizmakomposztálás

A nyersanyagokat háromszög vagy trapéz keresztmetszetű prizmákba rakják és rendszeresen átforgatják, ezzel biztosítva az aerob feltételeket, az anyag homogenizálását, hő, vízgőz és gázok eltávozását.



57. ábra. Komposztprizma kialakítása (Krogmann és Körner, 2000)

A prizmás komposztálás a legrégebbi és legegyszerűbb komposztálási technológia. A prizmák elnyújtott halmok, amiket csak szabadtéri komposztálásnál és érlelésnél használnak. A prizmás komposztálás egy nyitott, nem reaktoros eljárás, mely gyakori forgatást igényel. Ehhez speciális eszközök kellene. A prizma természetes szellőzését a diffúzió és a

konvekció okozza. Ritkán a prizmákat kényszer-levegőztetéssel, fűtatással, vagy vákuumozással is levegőztetik, hasonlóan a kényszer levegőztetett prizmákhoz. A levegőztető csövek megfelelően kialakított ágyban vannak elhelyezve a prizma alatt, hogy az a forgatásnál ne okozzon gondot.

A forgatógépeket azért használják, hogy növeljék velük a porozitást, eldarabolják a rögöket, és hogy homogenizálják a komposztot. Beállítsák egyidejűleg a nedvesség és hőmérséklet gradienst a komposztban. A forgatógép megemeli, megfordítja, újrarakja és néha nedvesíti a prizmát. A forgatógépek saját hajtással vagy egy másik, a prizma mellett haladó gép segítségével mennek végig a prizmán. A forgatás hatása az oxigén felvétel sebességére minimális. Egy egyszerű, bár nem túl hatékony forgatógép a homlokrakodó. Általában villás forgatókat használnak, ami felemeli az anyagot, és egyszerűen megfordítja. A csigás és fogódob keverőknél, a keverődob végigviszi a gépkeretet a talajszinten. Más eszközök széles, visszafelé lejtő, acéllemezes szállítoszalagot használnak, ami szintén gépkerethez rögzített.

Csak kevés prizmás telep nem alkalmaz forgatást. Az átforgatás gyakorisága az aktív lebontástól az érlelés felé haladva csökken. Az érlelésnél a forgatást gyakran elhagyják. A legtöbb esetben a gyakoribb forgatás a kezelési idő rövidüléséhez, de egyben a kezelési költségek növekedéséhez is vezet. Például a természetesen szellőztetett, háromszög alakú, biohulladékból álló prizma szélessége 3-4m között, míg a magassága 1-2,5 m között változik. A természetes szellőzésű, levelekből álló prizmák magassági határát 1.5 méternek gondolják, de 2 méterre növelhető az, ha egyszer átforgatják a komposzthalmot. Aktív szellőztetéssel a magasság 2,5-3 méterre is növelhető. A prizma hossza a hulladék mennyiségétől és a rendelkezésre álló hely méretétől függ.

A komposztálás munkaműveletei és gépei

A komposztálás munkaműveleteinek, gépesítési megoldásainak legfontosabb célkitűzése, hogy optimális feltételeket biztosítson a technológiában a résztvevő mikroorganizmusoknak. A mikrobák igényei természetesen a komposztálás különböző fázisában változnak, és ez a tény speciális gépesítési megoldásokat tesz szükségessé. A legfontosabb feltétel a vízzel és oxigénnel való ellátás és a gázcsere biztosítás. A komposztálás munkaműveleteit az 57. ábra mutatja be.

A nyersanyagok előkészítésének célja, hogy a komposztálás mikroorganizmusainak, életközösségének optimális körülményeit előkészítse:

- A nagyobb nyersanyagok aprításával növelni lehet a mikrobák számára rendelkezésre álló felületet, illetve csökken a hulladék térfogata.
- A keveréssel az optimális tápanyag, nedvesség és az eloszlás beállítása történik.
- A szennyvíziszapnak előzetes víztelenítésre is szüksége van.
- Jó komposzt minőség elérése végett az idegen anyagokat el kell távolítani.

A komposztálás során: a komposztálandó anyagot levegőztetni kell, hogy aerob körülményeket teremtsünk. Átforgatással meg lehet szüntetni a heterogenitást, ill. biztosítva van, hogy a teljes anyag átessen a termofil fázison, illetve locsolással a mikrobák számára optimális nedvességtartalmat be kell állítani.

A konfekcionálás során: ha a végtermék nem komposztálódott nagyobb darabokat tartalmaz, akkor aprítani, esetleg rostálni szükséges. Ez utóbbi jobb megoldás, mert lehetővé teszi a rostán fennmaradt selejt komposzt oltóanyagként való alkalmazását. Végül keveréssel a speciális igényeket lehet kielégíteni (virágföldek). Zsákolva kedvezőbb a szállítás.

A legelterjedtebb komposztálási rendszer, a nyitott rendszerű prizmakomposztálás, ennek technikai lehetőségei a következők:

- A nyersanyagok komposztáló térre szállítása történhet bármilyen szállítójárművel, de célszerű oldalra billentős járművel.
- A prizmák felrakása történhet komposztforgató géppel áthaladva, vagy trágyaszóróval egy markológép felhasználásával.
- Idegenanyag kiválasztása a nyersanyagokból a következő technikákkal lehetséges: rostálás, mágneses vaskiválasztás, manuális kiválasztás.
- Aprítás mértékét a komposztálási technológia és a komposzt felhasználási területe határozza meg, de túl finom aprítás kedvezőtlen, mert gyorsan anaerob körülményekhez vezet. Aprításra alkalmas gépek: kalapácsos-, késes aprítók, hengeres törők.
- A komposzt átforgatása a nyitott rendszerű prizmakomposztálásnál a következő technikákkal oldható meg: trágyaszóró + homlokrakodó, önjáró komposztforgató gép, traktorra szerelhető komposztforgató adapter.

- A komposzt rostálására leggyakrabban mobil dobrostákat alkalmaznak, így ki lehet választani a le nem bomlott szerves hulladékokat.
- Komposzt zsákolására számos gép áll rendelkezésre, a félig automatától, az adagolóval, zsákcserélővel ellátott teljes automatáig.

A fentiek alapján megállapítható, hogy a minőségi komposzt előállítása mind az alapanyag összetételére, mind annak a függvényében a technológia szabályozására is meglehetősen érzékeny. Nem annyira végkimenetelét illetően igaz ez, hanem a folyamatok sebességét, s az elérhető humusz kihozatalát illetően. Éppen ezért a gyakorlatban azok a komposztálási lehetőségek nyerhetnek csak széles alkalmazást, melyek esetében nem okoz különösebb nehézséget az alapanyag összetételének a beállítása, állandósítása. Erre a szennyvíziszap és a szalma, vagy fűrészpór együttes komposztálása ad jelenleg kedvező lehetőséget. A folyamat szabályozása ilyen esetben egyszerűbbé válhat, gyengébb technikai adottságokkal is eredményesebb lehet.

A szennyvíziszap komposztálását azonban feltehetően mégis a komposzt alkalmazásának széles körű engedélyezése, s ugyanakkor a nyers iszapok elhelyezésének a szigorúbb szabályozása, illegális elhelyezésének a fokozott ellenőrzése teremtheti meg. Az átláthatatlan, esetenként káotikus szabályozás, ellenőrzés és központi támogatás éppen az indokoltnak tekinthető cél elérése ellenében hat.

Hivatkozások

- Alexa, L.–Dér, S. (2001) Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat. Profikomp, Gödöllő
- Cross, T. (1968) Thermophilic actinomycetes, J, Appl. Bacteriol., 31, 36-53.
- De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983) The biology of composting. A review, Waste Manage. Res.. 1, 157-176.
- Finstein, M.S., Miller, F.C., Strom, P.F. (1986) Waste treatment composting as a controlled system, In Biotechnology, V. 8, 1st Edn. (Rehm, H.J., Reed, G. Eds) VCH, Weinheim, 36—398.
- Gallert, C., Winter, J. (2000) Bio- and Pyrotechnology of Solid Waste Treatment. In: Biotechnology, V 11c, Environmental Processes III. Eds: Klein, J, Winter, J. Wiley, Weinheim, Germany. P. 5-34.
- Golueke, C. G.(1977) Biological Reclamation of Solid Waste (Emmaus, PA: Rodale Press)
- Haug, R. T. (1993) The Practical Handbook of Compost Engineering. CRC Press, Boca Raton
- Henssen, A. (1957) Beitrage zur Morphologie und Systematik der thermophilen Actinomyceten, Arch. Microbiol. 26, 373-414.
- Juhász, 2002
- Kárpáti, Á., Juhász, E. (2002) Szennyvíziszap keletkezése, kezelése, elhelyezési lehetősége. Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény Szerk. Kárpáti Á., Veszprémi Egyetem, KmKTT, 18-29.
- Horváthné, K. V., Kiss Zs., Kárpáti Á. (2002) A szennyvíziszap komposztálásának lehetősége és nyílt rendszerű kialakítása. Aerob szennyvíztisztítás vizsgálata, modellezése - anaerob szennyvíztisztító rendszerek - iszapkomposztálás -. Tanulmánygyűjtemény, Szerk. Kárpáti Á. Veszprémi Egyetem, KmKTT, 60-85.
- Kárpáti, Á., Juhász, E. (2002) Szennyvíziszap keletkezése, kezelése, elhelyezési lehetősége. Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. Ismeretgyűjtemény Szerk. Kárpáti Á., Veszprémi Egyetem, KmKTT, 18-29.
- Krogmann, U. (2001) Composting. In Sludge into Biosolids. Processing, Disposal and Utilization. Eds. Spinoso, L., Vesilind P.A., IWA Publishing, 259-277.
- Krogmann, U., Körner, I. (2000) Technology and Strategy of Composting. In: Biotechnology, V. 11c, Environmental Processes III. Eds: Klein, J, Winter, J. Wiley, Weinheim, Germany. 127-150.

- Kutzer, H. J. (2000) Microbiology of Composting. In: Biotechnology, V 11c, Environmental Processes III. Eds: Klein, J, Winter, J., Wiley, Weinheim, Germany. 35-100.
- Strom, P.F. (1985a) Effect of temperature on bacterial species diversity in thermophilic solid waste composting, Appl. Environ. Microbiol. 50, 899-905.
- Szabó, I. M. (1986) Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest.
- Water Environmental Federation (WEF) (1995) Wastewater Residuals Stabilization. Manual of Practice FD-9, WEF, Alexandria

6 Szennyvíziszap termékek mezőgazdasági hasznosítása és áttételes hatásai

A szennyvíziszap a civilizált társadalom települési „másodlagos anyaga” mely semmiképp nem tekintendő hulladéknak, mivel a benne lévő összetevők közvetlenül vagy megfelelő átalakítás után primer anyagok ill. energia kiváltására vagy pótlására teszik alkalmassá. (A fejlett országok többsége egyébként a hulladékoktól elkülönítetten is kezeli.) A társadalom által kibocsátott szennyvíz összegyűjtését, kellő tisztítását és az (iszap) elhelyezést is magára vállaló „üzemeltető cég” azonban ezt az anyagot csak általában tőle független és más szakágazat által felügyelt, más gazdasági céllal működő szervezet érdekeltségi területén tudja elhelyezni, kiszolgáltatva azok sajátos feltételeinek és érdekeiknek.

A megfelelően előkészített szennyvíziszap kmost valójában egy -jelenleg alig hasznosuló- értékhordozó, mely az adott gazdasági közegünkben nehezen tud árucikké válni. Ennek ellenére mindent meg kellene tenni, hogy szabályozott körülmények között, a leggazdaságosabb módon a növényi tápanyagok természeti körfolyamatába visszajusson. Ezek között egyik leginkább számba vehető lehetőség a rekultivációs célú és mezőgazdasági szennyvíziszap-komposzt hasznosítás lehet. Nem tekinthető megoldásnak ma már a deponálás (Juhász, 2002).

A csak minimális segédanyag (szalma, fűrészpor) tartalmú centrifugált iszap spontán, statikus komposztálódása sokkal több időt, 1-2 évet vesz igénybe. Az utóbbi időszakiglelete is az alapanyag összetételétől, nedvességtartalmától, levegő átjárhatóságától függ. A hazai rendelkezések az iszap fél éves elkülönített tározását írják elő. Nem részletezik azonban a feltételeit. Ha az aközben folyamatosan vízben áll, csak anaerob folyamatok végezhetik az átalakítását, ami nem a kitűzött irányba visz. Ekkor a cellulóz részleges feltárása jöhet csak létre, a lignin változatlan marad. A komposztálódás lényege pedig a humifikáció, s azzal a nitrogéntartalom lassan hasznosuló formába történő rögzítése.

A mezőgazdaág szennyvíziszap hasznosítási kockázata

Kockázatot jelenthet esetében a fertőzőképessége, fitotoxicitása, nehézfém tartalma (Vermes, 1998, 2000, 2003). A mezőgazdasági elhelyezésnél, hasznosításnál is a közeljövőben talán a jelenleginél nagyobb súllyal, az élelmiszer termelésből időszakosan kivont, energianövény termelő, vagy pihentetett területek jönnek majd számításba, mert végül is az elsődlegesen a hulladék anyag megszüntetését fogja ezzel szolgálni, s csak másodlagos célja lesz a „nyersanyag” újrahasznosítás (Whitte, 2000; Vermes, 2003).

A mezőgazdasági hasznosításnál elsődlegesen az iszap nitrogén és foszfor és káliumtartalma hasznosul, miközben szerves anyagai különböző átalakulási folyamatokban széndioxiddá, illetőleg fokozatosan stabilizálódó humusz-komponensekké alakulnak (Stott és Martin, 1990; MacCarthy és társai, 1990). Az ásványi rész a talaj nehézfém tartalmát növeli, ami elvileg kedvezőtlen lehet a növényzetre, és annak a fogyasztóira (áttételesen vagy közvetlenül magára az emberre). A nehézfémek növényi felvétele azonban nem jelentős, s a humusz semleges és lúgos pH-nál ezt a felvételt is egyértelműen csökkenti. Egyedül a növényekben akkumulálódó kadmium jelent ilyen értelemben fokozott veszélyt. Bár számos más nehézfém túlzott koncentrációja is kedvezőtlen a növényekre, az elsősorban fitotoxikus hatásuk révén jelentkeznek. A terméken keresztül a legkönnyebben beépülő cink és réz hatása az állatra, emberre nem jelent különösebb veszélyt (WHO, 1984; Petruzzelli, 1996; Epstein, 1997).

A nehézfémek mellett az iszap fertőzőképessége is kockázatot jelent (Vermes, 2003). Fontos a szennyvíziszap fertőtlenítése, stabilizálása a növények szempontjából is. Ezek ugyan nem az emberre fertőző szervezetekre érzékenyek, hanem a nyers iszap gyors bakteriális lebontása során keletkező közbülső termékekre, aldehidekre, savakra. Ezek a növényre jelenthetnek mérgező hatást, fitotoxicitást (Bollen és Volker, 1996; Epstein, 1997). A hosszú távú hatások értékelésénél elengedhetetlen, hogy a fentiek időbeni alakulását, akkumulációját, dinamikus egyensúlyát és hatását is kellően figyelembe vegyék (Stefanovits, 1975; Filep, Gy., 1988). Ennek kapcsán válik különös jelentőségűvé a szerves anyagok és nitrogéntartalmuk átalakulásának a pontosabb ismerete, s annak a talajmátrixban betöltött szerepének, hatásának a részletes feltárása. A szerves anyagokból keletkező humusz ugyanis a talajnak olyan ammóniumtároló kapacitást is biztosít, amely a növények nitrogén-hasznosításban jelent előnyt, vagy többleteredményt (Sarkadi, 1975; Szabó, M., 1986; Németh, 1996).

Az iszap fő tápanyag-összetevői és szerepük a talajban

Szerves anyag

Az iszap szerves anyaga bármiféle fizikai-kémiai, vagy biológiai előkezelését követően a talajban tovább stabilizálódik saját, valamint a talaj mikroorganizmusai révén. Ezek az átalakulások a mindenkori környezeti feltételeknek (nedvesség, oxigénellátottság), talajéletnek megfelelően mélyülnek el, teljesednek ki. A stabilizálódott szerves anyag (a kémiai erősen kötött nitrogéntartalmával együtt a talajmátrix része lesz. Nitrogéntartalmának leadása a talajban a korával arányosan lassul, bár jelentősen függ a mindenkori körülményektől is (szerves anyag kimerülése, vagy felhalmozódása a talajban).

Nitrogén és foszfor

A nitrogént és a foszfort, mint meghatározó tápanyagokat a növények nagy sebességgel forgatják, hasznosítják életciklusaik során. A talajban az iszap nitrogén vegyületeinek az átalakítása kisebb - nagyobb sebességgel, de folyamatosnak tekinthető, s egyidejűleg többirányú. A mikroorganizmusok az ammónium egy részét saját anyagukba építik be. A növények ugyanezt teszik mind az ammóniummal, mind a nitráttal. A szerves anyag stabilizálódásakor, humifikálódásakor nitrogéntartalmának egyik része kémiai is beépül a keletkező termékbe, másik része ionosan kötődik ahhoz (MacCarthy és társai, 1990; Németh, 1996; Epstein, 1997). Ez utóbbi részt a talaj mikroorganizmusai a körülményektől függő (hőmérséklet, nedvességtartalom, pH) lassú ütemben nitráttá oxidálják. Ez utóbbi rész egyidejűleg más mikroorganizmusok révén redukálódhat is nitrogénné, s így ki is kerülhet a talaj nitrogénforgalmából. A foszfor kevésbé kötött a szennyvíziszap szerves anyagához, mint a nitrogén. Egyébként is redukcióra alig hajlamos formában (foszfát-ionként) van jelen, amely a talaj fémkomponenseivel könnyen képez stabil csapadékot.

A szennyvíziszap szerves anyagainak átalakulása a talajban

Az őszi talajra hulló levelek ugyan hasonlóan nyers szerves anyagnak tekinthetők, mint a szennyvíziszap, de nem tartalmaznak olyan mennyiségben fehérjét (nitrogént), foszfort, baktériumot, emberre potenciálisan veszélyes patogén szervezetet. A cellulóz és lignin lebontását döntően a gombák végzik (Kárpáti 2002, 2003). A teljes stabilizálódás mindenképpen a baktériumok és gombák együttes tevékenységének az eredménye, attól

függetlenül, hogy a lebomlási folyamatokat a környezeti feltételek szabályozásával az ember hogyan alakítja (Stentiford, 1996; Horváthné és társai, 2002).

A szerves anyag lebomlása a talajban is a környezeti feltételek függvénye. A humuszosodó anyagnak közben ugrásszerűen megnő a biológiai stabilitása, lassul a lebomlása (Sarkadi, 1975). Egyébként is csak így lehet hosszú távon hasznos komponense a talaj termőrétegének. A humusz átlagos ciklusidejét, vagy lebomlási sebességét a talajban 300-3000 évre becsülik (Mac Carthy és társai, 1990; Stevenson, 1994; Németh, 1996; Epstein, 1997). A humifikálódó anyagból természetesen a fenti ütemben szabadul fel és válik hasznosíthatóvá a nitrogéntápanyag (Parker és Sommers, 1983). A kellően stabil komposztból a nitrogéntartalmának 10-20 %-a válik felvehetővé (mineralizáció) a kihelyezést követő évben a talajban (Cortellini és társai, 1997). Azt követően a nitrogén leadása (biológiai lebomlása, hasznosulása) egyre lassúbb ütemű lesz. A lassan beálló egyensúlyi érték csak néhány százalék lesz, hiszen a humusztartalomra számolva az éves mineralizációt a nitrogéntartalom 3,5 % körüli értéknek becsülik (Németh, 1996).

Az iszap vagy komposzt nitrogénjének hasznosítása a talajban

A szennyvíz tisztításától függően redukált nitrogéntartalmának, igen kis hányada kerül csak az iszapmaradékba, vagy az abból termelt komposztba. A nyers szennyvíz nitrogéntartalmának a rothasztást követően ez csak mintegy hatoda. A szennyvíziszap nitrogéntartalmának hasznosítását illetően jobb lenne, ha a nyers iszapot közvetlenül juttatnák a talajba. Ez a nyers iszapnál csak 6-8 % szárazanyag tartalmú iszap injektálásával történhet, ami kedvező a gyors bomlásnál jelentkező szag minimalizálásához is. A szállítás, kihelyezés költségei azonban az injektálhatóságot is erősen megkérdőjelezik. A nyárvégi nyersiszap-kihelyezést követően nitrogéntartalma (elsősorban a nitrifikálódott rész) nitrátként az őszi esőkkel jobban lemosódhat a mélyebb talajrétegekbe, hiszen nem veszi fel azt sem a növényzet, sem a humusz.

A stabilizált iszap, vagy komposzt kijuttatása kisebb költséggel, s lényegesen kisebb egyéb kockázattal jár (stabilabb szerves anyag, lassúbb nitrogén mobilizáció). Kihelyezése ennek megfelelően tavasszal vetés alá is történhet, sőt valószínűleg ilyenkor a legkedvezőbb. A komposztot mindenképpen be kell forgatni a talajba. A jó komposzt különösen kedvező tulajdonsága, hogy abban a nitrogéntartalom döntően a rendkívül nehezen lebontható

humuszvegyületekben kémiaiilag kötöten van jelen, s így lassan hasznosuló tápanyagot jelent a növényzetnek (Stott és Martin, 1990, Inbar és társai, 1990). Ez azt jelenti, hogy elvileg akár az éves terhelésnek megfelelő nitrogéntartalom többszörösével is nyugodtan terhelhető komposzttal a talaj a szerves anyag kedvezőtlen hatásai, s felvehető nitrogén túladagolása nélkül (Epstein, 1997).

A komposzt hasznosításának a gazdaságosságát azonban lényegesen befolyásolja a szennyvíztisztítók mérete és környezete is. Az utóbbi elsősorban az iszap mezőgazdasági felhasználása (rendelkezésre álló terület) vonatkozásában. A kisebb tisztítóknál egyrészt nem gazdaságos az iszaprohasztás kiépítése, másrészt ugyanezért megfontolandó, hogy érdemes-e komposztálást kiépíteni. Injektálás esetén még a víztelenítés is egyszerűbben, olcsóbban oldható meg. A kihelyezésre kerülő sűrű, de még folyékony iszapnak azonban a kihelyezés idejéig valamilyen tározó szükséges (beruházási költség). Az injektáló berendezések helyi beszerzése nem gyakorlat a nagy költségük miatt (Vörös, 2001). Ez viszont bér munka igényt jelent, melynek a költségei a korlátozott számú injektáló cég miatt vállalkozóhiányt, monopol-helyzetet okozhatnak a piacon.

A nagy kapacitású tisztítóművek többsége energiatakarékosság és az iszapmaradék csökkentése miatt rothasztja a primer és szekunder iszapjának a keverékét. Nagy mennyiségű nyers iszap injektálása a nagyobb városok közelében a megfelelő terület hiánya miatt sem igen jöhet szóba. A víztelenített rothasztott iszap stabilizálása ugyanakkor az előbb említett hosszabb tárolással nem különösebben költséges. Ugyanígy egyszerűbb annak a komposztálása is, hiszen kisebb a segédanyag igénye, a nagyobb C:N aránya és eleve kisebb nedvességtartalma kapcsán. Ilyenkor a komposzt mezőgazdasági elhelyezése ugyan nehezebb, mint vidéken, de lehetőség adódhat a minőségi komposzt kiskereskedelemben történő értékesítésére.

Foszfor és egyéb tápanyagtartalom sorsa a talajban

Az eleveniszapos szennyvíztisztításnál keletkező iszapban a foszfor mindig kötött állapotban van. Részben többértékű fémekkel alkotott nehezen oldható foszfátja formájában, részben a sejten belül betárolt szervetlen foszfátként (Mg és K vegyület – polifoszfát), részben a sejten kívül keletkező magnézium-ammónium-foszfátként (MAP vagy struvit), részben a sejt szerves anyagaként (szerves foszfát) (Pásztor és társai, 2004). A kötött formákból az anaerob

rothasztásnál oldatba kerülhet, ha nincs a csapadékban megfelelő mennyiségű kicsapó hatású fémion. Egy része ilyenkor struvitként immobilizálódik (Schön – Jardin, 2001). A struvit a semleges, savasabb pH-nál jól oldódik, ezért biztosabb, ha stabilabb vegyületbe viszik. A gyakorlatban ehhez vas-, alumíniumionokat használnak. A kalciummal csak tízes pH körül csapható ki a foszfát megfelelő hatásfokkal. Az iszapvíz foszfor-mentesítése azonban legtöbb tisztítónál elengedhetetlen a tisztítás előírásai (határértékek) miatt. A foszfor ilyen immobilizálása ugyanakkor a foszfor növényi felvehetőségét csökkenti (Vermes, 2003).

Általánosnak tekinthető az a vélemény, hogy a komposzt nitrogéntartalomra történő adagolásakor a foszfor túladagolására nem kerülhet sor. Más kérdés azonban, ha elfogadjuk, hogy a komposztban, vagy humuszban kötött nitrogén lényegesen túladagolható. Ilyen esetben is valószínű azonban, hogy a komposztban lévő stabilabb foszfát vegyületek, továbbá a talaj fémtartalmának a természetes foszfát stabilizáló hatása a növényi felvételnél számolt foszfordózis többszörösének alkalmazását is lehetővé teszi. Ezért is tudják a talajok hosszabb időszakra is betárolni a foszfort. Más kérdés, hogy a hatályos rendelkezések a foszfor felhalmozódását sem különösebben engedélyezik, hasonlóan a humusznitrogénéhez. A túladagolhatóság egyébként mindkét komponensnél azért fontos, mert a nagyobb dózis kisebb fajlagos iszap kihelyezési költséget jelent.

A kálium (alkálifém) tartalom a szennyvízből csak annyiban nyerhető vissza, amennyiben a sejttanyagba beépül. A szennyvíziszapok ezért a növényeknek szükségesnél lényegesen kevesebb káliumot tartalmaznak (kicsi K:N, illetve K:P arány). Ezt részben ellensúlyozza, hogy a komposztáláshoz felhasználásra kerülő segédanyagok (szalma, fűrészpor) a káliumot nagyobb részarányban tartalmazzák. Mivel a komposztálásnál a káliumtartalom a késztermékben koncentrálódik, azaz vesztesége nincs, a végső káliumigény beállítására a hiányzó mennyiség akár a komposztálás előtt, akár azt követően, kálium tartalmú ásványi termékekkel is megoldható.

A növények fontos tápanyagai a kalcium és magnézium is, melyek alkáliföld-fémek. Ezek is említésre kerültek már a korábbiak során éppen a foszfor kicsapódásával kapcsolatban. A szennyvízzel érkező kalcium és magnézium döntő része ugyanakkor mégis inkább a tisztított szennyvízbe kerül hidrogén-karbonát formájában, mint a szennyvíziszapba. Ezért is gyakorlat a komposztok javítása megfelelő Ca-, és Mg-tartalmú vegyületekkel, hasonlóan a műtrágyákhoz. Az utóbbiaknál azonban a nevezett fémek karbonátjainak az is feladata, hogy

alkáliföld-fém tartalom növelésén túl a műtrágya talajsavanyító hatását is kompenzálja. A komposzt vonatkozásában részben a Ca-, és Mg-ionok hatásának is tulajdonítható a humuszkolloid kedvező szerkezete, jobb víztartó képessége.

Fém szennyezők sorsa akkumulációja a szennyvíziszappal

A szennyvíztisztításra szükségszerűen más fémek is érkeznek a nyersvízzel. Ezek két csoportba sorolhatók. Az első csoport elemei (alkálifémek) döntően oldatban maradnak. A többi fémek, nehézfémek viszont döntően valamilyen szilárd vegyületüként megkötődnek az iszapban. Az első csoportba tartozik a nátrium, a másodikba a nehézfémek és az arzén. Ide tartozhat még elvileg az alumínium is, amit ma a foszfor vegyszeres kicsapására széles körben alkalmaznak segédanyagként.

A nehézfémek a nátriummal szemben döntő mennyiségükben kicsapódva a vízből az iszapban akkumulálódnak. Az iszap a komposztálás, vagy bármilyen egyéb kezelés, víztelenítés, szárítás során koncentráálódnak. A termékbe kerülő nehézfémek azonban csak olyan mértékben mérgezőek, vagy károsak, amilyen mértékben visszaoldhatók a szilárd formáikból. A növények gyökereinek környezetében ugyan olyan környezetet alakul ki, mely elősegíti a felvételüket, amivel szemben viszont a gyökereknek van megfelelő szűrőrendszere, természetes védelmi mechanizmusa a túlzott mennyiségek felvételére. Ettől függetlenül a talajban mérhető koncentrációik növekedésével a nehézfémek felvétele növénytípusonként is eltérő mértékben, de általában valamelyest nő. Fokozódhat azonban a nehézfémek felvétele a talaj savanyodása következtében is, hiszen oldhatóságuk a pH csökkenésével jelentősen nő. Megjegyzendő, hogy a műtrágyák hatása ilyen vonatkozásban kedvezőtlen a nitrifikációnál keletkező nagy savmennyiség hatása miatt.

Az iszap tápanyagainak hasznosulása a talajokban

A talajba kerülő komposzt vagy szerves anyag a talajmátrixba történő beépülése eredményeként annak számos tulajdonságát edvezően alakítja. Jobb nedvességtartást biztosít a növényzet számára, illetőleg csökkenti a tápanyagok, elsősorban ammónium kimosódását a talajból. Komoly hatása van a humusznak a mikrotápanyagok mobilizálásában is a kisebb molekulatömegű frakcióinak a fémekkel kialakuló komplexei révén (Németh, 1996; Epstein, 1997). A talajásványok között számos ioncserére (köztük ammónium-cserére) képes

montmorillonit, zeolit-komponens is található. Ugyancsak fontos szerepe van azoknak a komponenseknek, melyek a vízfelvétel és megkötés kapcsán játszanak fontos szerepet, mint a bentonitféleségek. S akkor nem is beszéltünk a mikro-tápanyagokban gazdag ásványi segédanyagokról (Stefanovits, 1975; Filep, 1988).

A mindenkori környezet lehetőségei, igényei határolják be, hogy a lakossági szennyvíziszapból milyen mélységű technológiával milyen minőségű terméket célszerű előállítani. Abban az esetben, ha kereskedelmi forgalmú termékről egyáltalán nem beszélhetünk, hanem csak biztonságos újrahasznosításról, a környezeti kockázat a biztonság oldaláról gyakorlatilag megegyező a másik változatával, a minőség oldaláról viszont szükségszerűen lényegesen mérsékeltebb igények jelentkeznek.

Több hazai üzemben is szárítanak jelenleg iszapot. Ezt jelenleg nem az iszap égetése, hanem a stabilizálása érdekében végzik. A szárított iszap ugyanis megfelel a víztartalom előírásának, sőt nem is patogén. Ilyen értelemben a mezőgazdasági hasznosítása elvileg lehetséges. A könnyű kijuttatási lehetősége még előny is a nedves változatához viszonyítva. A szárítás költsége azonban jelentős. Az sem elhanyagolható, hogy a szárított iszap biológiailag sem tekinthető stabilnak. Ahogy a talajba kerül és megfelelő nedvességtartalmú lesz, a talaj beoltásának hatására abban a biológiai lebontás azonnal megindul, akár az injektált szennyvíziszapokban. A kellően stabil komposzt tavasszal, a vetést megelőzően adagolva sem okoz fertőzésveszélyt, fitotoxicitást.

Hivatkozások

- Bollen, G. J. – Volker, D. (1996) Phytogenic aspects of composting. The Science of Composting, Ed. Bertoldi et al, Blackie Academic and Professional, Glasgow, 233-246.
- Cortellini, L., Toderi, G., Baldoni, G., Nassisi, A. (1996) Effects on the content of organic matter, nitrogen Phosphorus and heavy metals in soil and plants after application of compost and sewage. The Science of Composting, Ed. Bertoldi et al, Blackie Academic and Professional, (Chapman and Hall), Glasgow, 2458-468.
- Epstein, E. (1997) The Science of Composting. Technomic Publ. Co. Inc. Lancaster, USA
- Filep, Gy. (1988) Talajkémia. Akadémiai Kiadó, Budapest
- Horváthné Király V. – Kiss Zs. – Kárpáti Á. (2002): A szennyvíziszap komposztálásának lehetősége és nyílt rendszerű kialakítása. Aerob szennyvíztisztítás vizsgálata, modellezése – anaerob szennyvíztisztító rendszerek -iszapkomposztálás – Tanulmány-gyűjtemény No. 5. Veszprémi Egyetem, KmKTT, Összeállította Kárpáti Á., 60-85.
- Inbar, Y. Y. Chen, Y. H. Hoitink, H. A. J. (1990) New approach to compost maturity. BioCycle, 31(12) 64-69.
- Juhász, E. (2002) A települési szennyvíziszap kezelésének és elhelyezésének hazai feltételei és lehetőségei 2002-ben. MASZESZ Hírcsatorna, (március-április) 3-7
- Juhász, E.-Papp, M. (2002) Kis és közepes szennyvíztisztító telepek iszapvíztelenítése, szárítása a napenergia intenzív felhasználásával - („Szolárszárítás”). Vízmű Panoráma 2002 (4)
- Kárpáti, Á. (2002a): A szennyvíztisztító – iszapkezelő együttes jövője. Aerob szennyvíztisztítás vizsgálata, modellezése – anaerob szennyvíztisztító rendszerek – iszap-komposztálás - Tanulmány-gyűjtemény, No. 5. Veszprémi Egyetem, KmKTT, 86-94.
- Kárpáti, Á. (2002b) Komposztálás. Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás - Tanulmány-gyűjtemény, No. 6. Veszprémi Egyetem, KmKTT, 19-96.
- Kárpáti, Á. (2003a) A humusz keletkezése, stabilitása és hasznosulása. A szennyvíz-gyűjtés, tisztítás és iszapkezelés általános problémái - Tanulmány-gyűjtemény, No. 8. Veszprémi Egyetem, KmKTT, 65-76.
- MacCarthy, P., Malcolm, R. L., Clapp, C. E., Bloom, P. R. (1990) An introduction to soil humic substances. Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings, Eds.: MacCarthy, M. et al., Am. Soc. of Agron. Inc., Madison, WI, USA, 1-12.

- Németh T. (1996) Talajaink szervesanyag-tartalma és nitrogénforgalma. MTA Talajtani és Agrokémiai Kutató Intézete, Budapest
- Parker, C. F. – Sommers, L. E. (1983) Mineralization of nitrogen in sewage sludges. J. Environ. Qual., 12 (1) 150-156.
- Pásztor, I. – Pulai, J. – Kárpáti Á. (2004) Foszforeltávolítás lehetősége és távlatai a szennyvíz-tisztításnál. 69-81. Szerk.: Kárpáti, Á. A víz és a szennyezők hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire távlataira. Tanulmánygyűjtemény No. 9. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 92.
- Petruzzelli, G. A. (1996) Heavy metals in compost and their effect on soil quality. Ed. Bertoldi et al, Blackie Academic and Professional, Glasgow, 213-223.
- Sarkadi, J. (1975) A műtrágyaigény becslésének módszerei. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Schön – Jardin, 2001
- Stefanovits, P. (1975) Talajtan. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Stentiford, E. I. (1996) Composting control Principles and practice. The Science of Composting. Ed. Bertoldi et al, Blackie Academic and Professional, (Chapman and Hall), Glasgow, 49-59.
- Stevenson, F. J. (1982) Origin and distribution of nitrogen in soil. Nitrogen in Agricultural Soils. Ed. Stevenson F. J., 1-42. Agronomy, No. 22. Madison, Wisc., USA
- Stevenson, F. J. (1994) Humus Chemistry, Genesis, Composition, Reactions. 2nd ed. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Stott, D. E. – Martin, J. P. (1990) Synthesis and degradation of natural and synthetic humic material in soils. Humic Substances in Soil and Crop Sciences: Selected Readings, Eds.: MacCarthy, M. et al., Am. Soc. of Agron. Inc., Madison, WI, USA, 37-63.
- Szabó, M. (1986) Az általános talajtan biológiai alapjai. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest
- Vermes, L. (1988) A forrás-kontroll szerepe a szennyvizek, szennyvíziszapok hasznosítása szempontjából. Jubileumi ülészek előadásai, III. Bajai Főiskola, 131-141.
- Vermes, L. (2000) A szennyvíz és szennyvíziszap kezelés, illetőleg ártalmatlanítás szabályozása környezetvédelmi szempontok szerint, különös tekintettel a toxikus anyagokra. MASZESZ Hírcsatorna, 2000 (szeptember-október) 4-8.
- Vermes, L. (2003) Szakirodalmi áttekintés a szennyvíziszapok elhelyezésével és hasznosításával foglalkozó publikációkról. BKÁE Készségtudományi Kar, Talajtan és Vízgazdálkodás Tanszék, Budapest, pp. 44.
- Vörös, F. (2001) Megállapítások a Szennyvíz, szennyvíziszap című konferencián elhangzottakról. MASZESZ Hírcsatorna, 2001 (szeptember-október) 6-7.

Whitte, H. (2000) A szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának jövője az európai fejlődés figyelembevételével. MASZESZ Hírcsatorna, 2000 (május-június) 22-29.

WHO munkacsoport jelentése a szennyvíziszapokban lévő kémiai anyagok egészségügyi kockázatáról. WHO Regional Office for Europe, Malta, 23-26 October, 1984.

7 Természetközeli szennyvíztisztítási lehetőségek

A természet-közeli szennyvíztisztítási eljárásokat korábban a biológiailag tisztított szennyvíz utótisztítására használták, ma már egyre több helyen alkalmazzák ezeket kombinációban (pl. lagúnák vagy stabilizációs tó + gyökérmezős vagy homokszűrési technológia), illetve üleptített szennyvíztisztítására (Szilágyi, 2007). A külföldi (főként nyugati) gyakorlatban elsősorban az utótisztítást végzik ilyen szennyvíztisztító telepeken, hazánkban inkább az eleveniszapos biológiai fokozat kiváltása a cél. A nyers szennyvíz mechanikai előtisztítását ehhez legtöbbször üleptítőkben (általában kétszintesben) végzik. A házi szennyvíztisztításán kívül ezeket a rendszereket sikerrel alkalmazták háztartási szemét lerakóhelyek csurgalékvizének a tisztítására (Trautmann és társai, 1988) is.

A világ növekvő népessége miatt különösen a harmadik világban a mezőgazdaság, a víz újrafelhasználás, a talajvíz visszapótlás egyre nagyobb szerepet kap a jövőben. Ebben a folyamatban a természet-közeli szennyvíztisztítás fontossága megnő (Bouwer 2000). A természet-közeli szennyvíztisztítóknál a szervesanyagok lebontását döntően ugyanúgy mikroorganizmusok végzik, mint az intenzív technológiájú szennyvíztisztító telepeken. A szervesanyag oxidálásához szükséges oxigén diffúzióval, a makrofitonok aktív oxigéntranszportjával, vagy az algák fotoszintézise révén jut a rendszerbe. Ez az oxigén utánpótlás azonban lassúbb, mint a mesterséges levegőztetés, ezért a természetes szennyvíztisztítóknál hosszabb tartózkodási idő szükséges azonos mennyiségű szennyvíz tisztításához, ezért a helyigényük nagyobb a hagyományos eljárásokénál. E lényegi különbségből levezethető a természet-közeli szennyvíztisztítás definíciója. E szerint a természet-közeli szennyvíztisztítók azok, amelyekben a szervesanyag lebontása energiaigényes levegőbevitel nélkül, a természetes öntisztulási folyamatokra alapozva valósul meg (Szilágyi 2004).

A Cseh Köztársaságban például 1989-től kezdték építeni a természet-közeli szennyvíztisztítókat. Jelenleg 101 telep működik, amelyből 95 gyökérmezős, hat pedig egyéb telep. A szennyvíztisztító telepek többsége kommunális szennyvizet tisztít. Az 1000-2500 m²-es tartományba 31 telep esik, míg az 51-250 m²-es tartományban a szennyvíztisztító telepek 19 %-a található. A legnagyobb telep 4493 m²-es területű. A szennyvíztisztító telepek kapacitás tartománya 3-1000 LE (lakos egyenérték). 44 telep esetében a kapacitás 100-500 LE

közé esik. A leggyakoribb telepített növény a nád (*Phragmites australis*), de *Phalaris arundinacea* és gyékény fajokat (*Typha spp.*) is használnak (Vymazal 2000).

A meglévő szennyvíztisztító telepek működési tapasztalatainak szintetizálása révén egyes típusok esetében (pl. gyökérvénás eljárás, nádas) tervezési és működtetési irányelvek hazai kidolgozására is sor került (MASZESZ 2003).

A természet-közeli szennyvíztisztítási eljárások terjedését kisebb települések esetében elősegítette az, hogy:

- az eleveniszapos technológiához képest beruházási, működtetési és fenntartási költségük általában kisebb,
- a működtetésük nem igényel különösebb szaktudást,
- csekély az energiaigényük,
- egyes típusaik kifejezetten környezetbe illő, környezetbarát technológiák.

Jelen fejezet a meglévő szakirodalmi ismeretekre és a hazai tapasztalatokra alapul. Célkitűzése az alábbiak szerint foglalható össze:

- azoknak a természetes szennyvíztisztítási módszereknek az áttekintése, amelyeknek szerepe lehet alternatív tisztítás technológiaként a hagyományos biológiai szennyvíztisztítás átmeneti kiváltásában,
- a tisztítási eljárások főbb működési paramétereinek értékelése,
- a tisztítás technológiák hatásfokának elemzése a fontosabb vízminőségi komponensekre,
- a természetes eljárások költségelemzése, és a költségelemek összehasonlítása a hagyományos biológiai szennyvíztisztítás költségelemeivel (beruházási, működési, és fenntartási költségek).

7.1 Típusok, módszerek

A természetes tisztítás technológiákra a változatosság, sokszínűség jellemző. A különböző módszerek azonban lényegüket illetően sok tekintetben hasonlítanak egymáshoz. Általában két csoportot szokás megkülönböztetni (Zirschky és társai, 1990): szilárd hordozó alapú rendszereket, és vízalapú rendszereket.

A szilárd hordozójú szennyvíztisztítási eljárások az alábbiak: szennyvízszikkasztás, szennyvízöntözés, talajszűrés vagy homokszűrés, gyors beszivárogatás, gyökérvénás tisztítás.

Az első csoportba tartozó eljárásoknál az üzemi vízszint a felszín alatt van, a tisztítást a hordozón megtelepedett baktériumok végzik. A különbség az eljárások között abból adódik, hogy a tisztításban makrofítonok részt vesznek-e sem, illetve mekkora a megengedhető fajlagos terhelés. A vizes rendszereknek az alábbi típusok nevezhetők: csörgedeztetés rendszer, stabilizációs tó, lagúnás szennyvíztisztítás, úszó vagy lebegő vízínövényes szennyvíztisztítás, nádas (természet-közeli vagy mesterséges). Ezeknél a szennyvíztisztító típusoknál az üzemi vízszint a felszín alatt van. A szennyvíztisztításban aktívan részt vesznek vízínövények (algák vagy makrofítonok).

Amint látható, a két fő csoport között folyamatos az átmenet, a vízszintemeléssel eljuthatunk a szilárd hordozójú eljárásoktól a vízalapú eljárásokig. A tisztított szennyvíz minőségének javítása érdekében a tiszta típusok helyett gyakran alkalmaznak kombinált rendszereket.

A két típuscsoport között vannak hasonlóságok és különbségek a tisztítási mechanizmusok tekintetében is. A természet-közeli szennyvíztisztítási eljárások közül több megvalósítható szigetelt rendszerben is. A meder agyag vagy műanyag fólia szigetelése ugyan jelentős beruházási költségnövelő tényező, azonban általa megakadályozható a talajvíz szennyezése, környezetvédelmi szempontból elfogadhatóbb tisztítás technológia valósítható meg. A természet-közeli szennyvíztisztító eljárások tervezési célja többféle lehet: BOI_5 , lebegőanyag, nitrogén, foszfor, vagy nehézfém eltávolítás, esetenként ezek valamilyen kombinációja. A tervezés a limitáló tervezési jellemző (LDP = Limiting Design Paraméter) koncepción alapszik (Zirschky és társai, 1990). Az LDP az a jellemző, ami meghatározza a terhelés függvényében azt a legnagyobb területet, ami a rendszer hatékony működéséhez szükséges. A különböző rendszerek esetében eltérő szempontok határozzák meg a szükséges területet, az igénybe vett földterület pedig ezeknek az eljárásoknak legfontosabb költségeleme. A továbbiakban röviden jellemezzük az egyes típusokat.

Szennyvízszikkasztás

A szikkasztás a világon a legelterjedtebb természet-közeli tisztítási módszer, az USA-ban 20 millióra tehető a számuk (Zirschky et al 1990). Általában családok, vagy kisebb közösségek szennyvizének tisztítására használják ezeket csatornázatlan területeken. A jól megépített szikkasztók három részből állnak: előülepítő, biológiai előtisztítást biztosító egység, felszín alatti elosztó csőhálózat.

Szennyvízöntözés

A szennyvízöntözés főként az arid zónában elterjedt utótisztítási eljárás. Lényege az, hogy az oxidációs tavakban, vagy más módon biológiailag tisztított szennyvizet haszonnövény kultúrák öntözésére használják. A hazánkban gyakran alkalmazott megoldás a nyárfás szennyvíz elhelyezés.

Talajszűrés vagy homokszűrés

A talajszűrés (homokszűrési) eljárás lényegében az öntözési szennyvíztisztításhoz hasonló kis terhelésű módszer. A különbség abban nyilvánul meg, hogy a talajszűrés legfontosabb célja a szennyvíztisztítás. Az arid zónában azonban a talajvízhiány pótlása is kiegészítő cél lehet. Az eljárás során alkalmazható legnagyobb hidraulikai terhelést elsősorban a talaj vízvezető képessége határozza meg.

Gyors beszivárogtatás

A gyors beszivárogtatás a lassú homokszűréstől csak a hidraulikai terhelésében tér el. A tisztítási mechanizmus lényegében hasonló mindkét rendszerben. A vegetáció jelenléte nem szükségszerű a gyors beszivárogtatás esetében, de ha jelen van, jelentősége a tápanyag eltávolításban sokkal kisebb, mint a lassú szűrésű rendszerekben (Zirschky et al. 1990). A gyors beszivárogtatást általában biológiailag tisztított szennyvíz (lagúna, vagy intenzív biológiai oxidáció) utótisztítására használják, de ülepített szennyvíztisztítására is van példa.

Gyökérszénás tisztítás

A gyökérszénás szennyvíztisztítás az egyik legelterjedtebb természet-közelű szennyvíztisztítási technológia. A módszer lényege az, hogy földmedencében lévő, megfelelő vízvezető-képességű szilárd hordozóra (talajra, homokra, sóderre vagy kőre) 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 összegyűjtik és elvezetik. A növényzet szerepe főként az oxigénutánpótlás, és a talaj vízvezető képességének megőrzése, a növényzet tápanyagfelvétele kevésbé fontos eltávolítási folyamat. A fontosabb telepített növényfajok a következők: *Phragmites australis* (nád), *Typha latifolia* (gyékény), *Carex acutiformis* (sás) és *Scirpus lacustris* (káka). Ezeket a növényeket általában tiszta állományokban telepítik (BME VKKT 2002).

Csörgedezettetés rendszer

A csörgedezettetéses rendszer átmenetet képez a szilárdalapú és vízalapú rendszerek között. Általában teraszos vagy lejtős terepadottságok esetén alkalmazzák. A szennyvíz a talaj fölött vékony rétegben lefelé folyva tisztul meg különböző folyamatok (kiülepedés, adszorpció, szűrés, koprecipitáció mikrobiális átalakulás és lebomlás) révén. A terület aljára érkező szennyvizet összegyűjtik és elvezetik.

A lagúnás és stabilizációs tavas tisztítás

A lagúnás és tavas szennyvíztisztítás a világon széles körben alkalmazott eljárás. A kevésbé fejlett országokban önállóan alkalmazott módszerként szerepel, a fejlett országokban újabban egyre inkább szükség van az elfolyó víz egyéb természet-közelű eljárásokkal történő utótisztítására (nádastó, gyökérszénás tisztítás, gyors beszivárogatás). A lagúnás és tavas szennyvíztisztítás sok tekintetben hasonlít egymáshoz, ezért együtt tárgyalásuk indokolt.

Úszó vagy lebegő vízinövényes szennyvíztisztítás

A stabilizációs tavakban az algák elszaporodása úszó vízinövények telepítésével meggátolható. A kétféle rendszer nagymértékben hasonlít egymásra. A tavas szennyvíztisztításban az algák, az úszó vízinövényes eljárásban pedig makrofitonok játszanak szerepet a tápanyag eltávolításban. A

melegebb éghajlaton a telepítésben a *Eicharnia sp.* (vázililiom), a *Piscia stratiotes*, az *Alternanthera sp.* fajok a legfontosabbak, míg a mérsékelt égövben a *Lemna sp.* dominál. Lebegő vízinövények közül a *Myrophyllum heterophyllum*ot, az *Elodea nuttallii*t és az *E. canadensis*t alkalmazzák (Bishop - Eighmy 1989, Oron 1990, Cornwell et al. 1977, Reddy - DeBusk 1987, Bonomo et al. 1997). A szennyvíztisztítást javítja a növények sűrű gyökérzetén rögzült baktériumtömeg. A vízinövényeket a hatékonyság növelése érdekében rendszeresen aratni szokták (Zirschky és társai, 1990). Az eljárás előnyei közé tartozik, hogy a hidraulikai terhelésingadozásra kevésbé érzékeny, mint a felszín alatti tisztítórendszerek, és az eltömődés veszélye nem áll fenn. Amennyiben a tó növényfedettsége 100 %-os, algásodás nem jelentkezik. Hátránya az eljárásnak az, hogy a vízinövények nem kívánatos módon egyéb felszíni vizekbe is szétterjedhetnek. Az úszó vízinövényes szennyvíztisztító eljárást éppúgy használják ülepített, mint biológiailag tisztított szennyvíztisztítására.

Nádasztó

A nádasztó felépítésben hasonló a gyökérzónás telephez azzal a különbséggel, hogy a vízszint a talaj felett van, a vízmélység 10-50 cm között változhat. A tisztítási folyamat nagy része ezért a víztérben folyik, és nem a talajban. A telepített növények is hasonlóak a kétféle rendszerben. Meglévő természet-közeli és mesterséges nádasztókat is használnak szennyvíztisztításra.

A nádasztókat általában a szennyvíztisztítás harmadik lépcsőjeként szokták alkalmazni eleveniszapos, lagúnás vagy stabilizációs tavas biológiai tisztítás után, de azok ülepített szennyvíztisztítására is alkalmasak.

7.2 A természet-közelí szennyvíztisztítási eljárások működési jellemzői

A különböző technológiák üzemeltetési paraméterei a hidraulikai terhelés, a tartózkodási idő, a szervesanyag terhelés, a fajlagos felület, a befolyó és elfolyó víz minősége, az eltávolítási hatásfok, valamint a közegészségügyi jellemzők alapján hasonlíthatók össze.

Szikkasztók

A szikkasztók hidraulikai terhelése a nemzetközi szakirodalom szerint 0,4-4,9 cm/d, a hazai szerint pedig 2,0-7,14 cm/d közötti. A szikkasztókban a szervesanyag, lebegőanyag és a foszfor eltávolítása közel 100 %-os, az ammónium teljes mértékben nitrifikálódik, az összes nitrogén eltávolítása kb. 40%. Magyarországon korábban a keletkező házi szennyvizek nagy részét földmedencében, felhagyott kutakban, nem, vagy alig szigetelt szikkasztókban helyezték el. A szennyvízelhelyezésnek ez a módja nagymértékben felelős volt a talajvíz elszennyeződéséért. Később kötelezték az építőket jól szigetelt szennyvíztároló aknák létesítésére. Ezek viszont hamar megteltek, a szennyvíz elszállítása, tisztítása pedig költséges volt. A szennyvíz aknák megfelelő szigetelését az építők ezért elszabotálták, így a talajvíz szennyezése állandósult. A szikkasztók helyes megépítése nehezen ellenőrizhető. A tisztított víz minősége nem garantálható. Következésképpen a szikkasztás - mint széles körben követendő tisztítási módszer - nem javasolható technológia, ugyanakkor a megfelelő technológiával végzett ellenőrzött szikkasztás elfogadható módszer lehet.

Szennyvízöntözés

Az eljárás során alkalmazható hidraulikai terhelést a talaj hidraulikai vezetőképessége, és a növények tápanyagszükséglete szabja meg. A hidraulikai terhelés általában 0,14 és 1,6 cm/d között változik (Zirschky et al. 1990). Az öntözés mértéke a vegetációs periódustól függ, ezért hidegebb éghajlaton szennyvíztároló tó létesítése szükséges. A szennyvízöntözéses eljárás arid vidéken történő alkalmazása azonban a nagy párolgás miatt magában rejti a talaj elszikesedésének veszélyét. Nehezen szabályozható a növények tényleges tápanyagszükségletének fedezése is, ezért a talajvíz szennyezés veszélye (főként a nitrát szennyezés) fennáll az eljárás alkalmazásakor. A tisztított víz minősége alig ellenőrizhető, mivel

a tisztítórendszer nem határolható le (a rendszer nyitott). Ezek, és számos egyéb probléma miatt a szennyvíz öntözéses eljárás elterjesztése nem javasolható, csak egyedi specifikus alkalmazása ésszerű.

Talajszűrés

A hidraulikai terhelésük hasonló az öntözéses eljáráséhez (0,6-3,0 cm/d). A kapacitástartományuk széles (303-18.925 m³/d). A tisztítás hatékonyságára vonatkozóan alig áll rendelkezésre adat. Ennek oka feltehetően hasonló, mint az öntözéses eljárás esetében (nyitott rendszer, érintkezés a talajvízzel, stb.). Általánosságban arra vonatkozóan van információ az USA-ból, hogy a tisztított víz minősége megfelel az érvényes szabványban előírtak évi átlag tekintetében (Uiga és Sletten 1978).

Lassú homokszűrés

A homokszűrő zárt rendszerű szűrést biztosít. A homokszűrő árok, vagy mező kiváló biológiai tisztítást biztosító ellenőrzött, zárt rendszer. Hidraulikai terhelése és kapacitás tartománya a talajszűréséhez hasonló.

Gyors beszivárogtatás

A meglévő üzemek kapacitása 303 m³/d és 48.000 m³/d tartományban változik. Az átlagos hidraulikai terhelés 23 cm/d és 56 cm/d közötti. A szennyvíztisztító telepek üzemeltetése többnyire szakaszos, terheléses és száraz periódusok váltják egymást. Ezzel az üzemeltetéssel a szűrőágy eltömődésének veszélye csökkenthető. A gyors beszivárogtatásos rendszerek - hasonlóan az előzőekben tárgyaltakhoz - a talajvíz felé általában nyitottak, ezért ezeknél is fennáll a talajvíz szennyeződés veszélyes. Ezt úgy próbálják megakadályozni, hogy a szűrő alatti talajvíztükröt szivattyúzással megsüllyesztenek, vagy drénezik, így elérhető a tisztított víz nagy részének visszanyerése (Idelovitch és Michail 1984). A gyors beszivárogtatásos tisztítók hidraulikai terhelhetősége nagy, ezáltal helyigényük kicsi a többi rendszerhez képest. Hatékonyságuk megfelelő, így bizonyos altalaj viszonyok (pl. vízzáró réteg jelenléte) vagy alkalmas szigetelés esetén úgy tisztított, mint ülepített szennyvíztisztítására alkalmasak lehetnek átmeneti technológiaként.

Gyökérvénás szennyvíztisztítás

A gyökérvénás szennyvíztisztítók lehetnek vízszintes, vagy függőleges folyási irányúak, általában a kicsi kapacitás tartományban működnek (1-200 m³/d, **Hiba! A hivatkozási forrás nem található.**). Az átlagos kapacitás kb. 50 m³/d, ami 250-400 fős település napi szennyvízmennyiségét jelenti. A szennyvíztisztító telepek hidraulikai terhelése 0,87-26,0 cm/d értéktartományban változik, ami rendkívül szélesnek tekinthető. A függőleges folyási irányú szennyvíztisztító telepek nagyobb hidraulikai terhelésűek lehetnek, mint a másik típusúak. Az átlagosnak számító 7,8 cm/d terhelés nagyobb, mint a talajszűrésnél alkalmazott terhelés. A szennyvíz tartózkodási ideje ágytérfogatra számítva 1,2-57,8 nap közötti, átlagosan 10,6 nap. A tényleges tartózkodási idő ennél kisebb, mivel ebben az esetben csak a hézagtérfogatot lehetne figyelembe venni. A szennyvíztisztító telepek szervesanyag (BOI₅) terhelése 1,4 g/m²/d-től 45,0 g/m²/d. A területigényre jellemző fajlagos felület a működő szennyvíztisztító telepek esetében 0,9 m²/LE-től 23 m²/LE-ig terjed, az átlagos érték 5,0 m²/LE.

Az adatok azt mutatják, hogy a gyökérvénás szennyvíztisztító telepek főbb működtetési paraméterei között jelentős, általában nagyságrendi eltérés van. Ennek valószínű oka, hogy korábban nem voltak egységes tervezési és működtetési irányelvek ezekre a szennyvíztisztító telepekre. A gyökérvénás szennyvíztisztító telepek eltávolítási hatásfoka a BOI₅ esetében 51 és 96 % között alakult. Ehhez hasonlóan alakultak a LA hatásfokok is (60-98 %; átlag 83 %). A szennyvíztisztító telepek N és P eltávolítása lényegesen gyengébb volt az előző két komponensnél. A nitrogén esetében 10 % és 88 %, a foszfor esetében pedig 11 és 94 % szélsőértékek adódtak. Az átlag nitrogénre 42 %, foszforra 39 % volt.

A gyökérvénás szennyvíztisztítók működési tapasztalatait illetően megállapítható, hogy azok alkalmasak kisebb települések (250-400 lakos) szennyvizének tisztítására. Kapacitástartományuk valószínűleg néhány száz m³/d-ig növelhető. Alkalmazásuk, elterjesztésük a kelet-európai régióban főként az alábbi okok miatt javasolható:

A szennyvíztisztító telepek ülepített szennyvíztisztítására alkalmasak.

Megfelelő számú referenciahely található a világ sok országában a működésükre vonatkozóan.

A tervezésükre kidolgozott irányelvek vannak.

A fajlagos terhelésük elegendően nagy.

Az üzemeltetésük egyszerű, jól kézben tartható, az elfolyó víz minősége garantálható.

Csörgedezettetéses szennyvíztisztítás

A csörgedezettetéses rendszerek hidraulikai terhelése 5-10-szer nagyobb a talajszűrésnél, a felső határuk 7,5 cm/d. A csörgedezettetéses rendszer tisztítási hatásfoka BOI_5 -re rendkívül jó: az 500 mg/L-es befolyó víz BOI_5 koncentrációja 20 mg/L alá csökkenhet a rendszerben (Zirschky et al. 1990). A nitrogén eltávolítási hatásfok kisebb, mint a BOI_5 -é, 40 % körüli (Kruzic és Schroeder 1990). Ezeknek a rendszereknek hátránya az, hogy ha a szennyvíz alгатartalma nagy, a hatásfokuk nagymértékben csökken, mivel az algák nem ülepednek ki a tisztítási folyamat során (Zirschky et al. 1990). Következésképpen az eljárás stabilizációs tó vagy lagúna vizének utótisztítására kevésbé alkalmas. A módszert nálunk nem alkalmazzák.

Lagúnás, és tavas szennyvíztisztítás

A tavas szennyvíztisztítás esetében általában, több sorba kapcsolt tavat alkalmaznak (anaerob, fakultatív anaerob, oxidációs és maturációs tavak). Alabaster et al. (1991) szerint a tavas szennyvíztisztító alkalmas házi és ipari szennyvíztisztítására. A jól működő tavas szennyvíztisztítók eltávolítási hatásfoka BOI_5 -re és KOI-ra 80 % körüli, a szezonális ingadozás kicsi. A növényi tápanyagok esetében az eltávolítási hatásfok átlagosan 40-50 %, de ennek szezonális változása jelentős. Az elfolyó víz minősége nem elégíti ki a nyugati országok vonatkozó szabványait, ezért általában annak utótisztítására van szükség.

Úszó, lebegő vízinövényes szennyvíztisztítás

A szennyvíz tartózkodási idő értéktartománya rendkívül széles, 0,63 és 67 nap közötti. Az átlagos tartózkodási idő 13,3 nap. A BOI_5 terhelésük 0,37-44,0 g/m³ közé esik, átlagosan 9,8 g/m²/d-os terhelés adódik. A szennyvíztisztító telepek fajlagos felülete 0,6 m²/LE és 8,3 m²/LE közötti. Az átlag 3,1 m²/LE, ami kicsit kisebb, mint a gyökérszónás szennyvíztisztító telepeké, de beleesik az ezekre a szennyvíztisztító telepekre javasolt 2-5 m²/LE értéktartományba.

A tápanyag-eltávolítási hatásfok BOI_5 esetében 10 % és 94 % között változott, az átlag 69 %-nak adódott. Az átlagot két telep 10-20 %-os BOI_5 eltávolítási hatásfoka rontotta le. A hatásfok LA-ra 20 % és 95 % közötti, átlagosan 76 % volt. A szennyvíztisztító telepek hatásfoka ÖN-re és

ÖP-re az előző komponensekéhez hasonlóan széles tartományban változott (ÖN: 14-96 %; ÖP: 16-67 %), de az eltávolítás lényegesen gyengébb volt (ÖN: 49 %; ÖP: 33 %).

Nádastó

A nádastó felépítésben hasonló a gyökérszénázás telepéhez azzal a különbséggel, hogy a vízszint a talaj felett van, a vízmélység 10-50 cm között változhat. A tisztítási folyamat nagy része ezért a víztérben folyik, és nem a talajban. A telepített növények is hasonlóak a kétféle rendszerben. Meglévő természet-közeli és mesterséges nádasokat is használnak szennyvíztisztításra. A nádastó tisztítás technológia hatékony BOI₅ és LA eltávolítási hatásfokot biztosít, ÖN és ÖP esetében a hatásfok 50 % körüli. Ezt az eljárást általában harmadik tisztítási fokozatként alkalmazzák szikkasztók, lagúnák, oxidációs tavak, intenzív biológiai tisztítók elfolyó vizének tisztítására. A BOI₅ eltávolítás optimalizálásához szükséges tervezési szempontok rendelkezésre állnak, és vannak tapasztalatok a fajlagos tápanyag-eltávolítás és fajlagos terhelés összefüggésére is. Ülepített szennyvíz nádasokon történő tisztítására vonatkozóan azonban kevés a rendelkezésre álló információ, ezért az eljárás csak más természet-közeli tisztítási eljárással kombinálva javasolható.

7.3 A természet-közeli rendszerek közegészségügyi szempontú elemzése

A természet-közeli szennyvíztisztító rendszerek működésének megítélésekor a közegészségügyi vonatkozásokat is figyelembe kell venni, mivel a népesség egészségvédelme a szennyvíztisztítás egyik alapvető célja. A patogén szervezeteket három csoportba szokták sorolni, ezek: (1) paraziták; (2) baktériumok; (3) vírusok. A patogének a szennyvíztisztítás során szennyezhetik a talajvizet, a felszíni vizeket, vagy az aeroszolt (EPA 1988). A különböző szennyvíztisztítási technológiák használhatóságát és hatékonyságát a patogének eltávolítása is befolyásolja. Az ülepítés a legkevésbé hatékony: baktériumok, vírusok és ciszták esetében 0-1, helminthek esetében pedig 0-2 nagyságrendű egyedszám csökkenést okoz.

A lassú homokszűrés során a szennyvíz coliform száma 2-3 nagyságrenddel csökkent, az eltávolítási hatásfok 99,8 % és 100 % közötti volt. Hasonlóan hatékonyak bizonyultak a gyors beszivárogtatás is (hatásfok 99,6-100 %). A stabilizációs tavaknál a befolyó szennyvíz 10^6 - 10^7 i/100 mL baktériumkoncentrációja 10^3 - 10^5 -re csökkent, hatásfokuk 86,7-100 %

értéktartományban változott. Mivel nádistavak általában harmadik tisztítási fokozatként alkalmaznak, ezek befolyó vizére a 10^3 - 10^6 i/100 mL baktérium töménység jellemző, mely a tisztítás során 10^4 - 10^6 i/100 ml-re (egyed/mL-re) csökkent. A hatásfok értékek 81,7 % és 99,9 között változtak. A gyökérszén szennyvíztisztítók befolyó vizében a coliform baktériumok egyedszáma 10^2 - 10^6 i/100 mL értéktartományú volt, ami a tisztított vízben 10^2 - 10^3 i/100 mL-re csökkent, a hatásfok értékek 96-99,7 % értéktartományban változtak. A hazai tapasztalatok azt mutatják, hogy a szűrőrétegben jellemzően 3-4 nagyságrenddel csökken a baktériumszám (BME VKKT 2002).

A fentiek alapján megállapítható, hogy azok baktériumeltávolítási hatásfoka lényegesen kedvezőbb, mint az eleveniszapos szennyvíztisztításnál. A coliform eltávolítás hatásfoka minden esetben nagyobb 80 %-nál, de a szennyvíztisztító telepek nagy hányadánál a 95 %-ot is meghaladja. Általában azoknak az eljárásoknak a coliform eltávolítása kedvezőbb, amiknél a kiüledés helyett a szűrés a legfontosabb eltávolító folyamat (szilárd alapú eljárások). Jelentős, lényegi különbség a coliform eltávolítást tekintve azonban nincs a különböző természet-közeli eljárások között.

Sokan éppen attól tartva idegenkednek a természet-közeli szennyvíztisztítástól, mert félnek a téli időszakban feltételezett eltávolítás csökkenéstől. A téli szervesanyag eltávolítás csökkenés azonban nem mondható nagynak. Brix (1987a) öt dániai telepen vizsgálta a gyökérszén szennyvíztisztítók hatásfokának szezonális változását. A téli üzemeltetés idején a BOI_5 hatásfoka alig változott, vagy 10-20 %-kal csökkent. A ÖN esetében a hatásfok csökkenés kissé nagyobb volt, a ÖP eltávolítási hatásfoka alig változott a nyári üzemeléshez képest.

7.4 Alkalmazási területek

A természet-közeli szennyvíztisztítási eljárások iránti érdeklődés a kistelepülési önkormányzatok körében jelentős mértékben megnőtt az elmúlt években. A fokozódó felhasználói érdeklődéssel egy időben, a közelmúltban újra fellángoltak a viták arról, hogy lehet-e és szabad-e ezeket az eljárásokat nálunk, széles körben alkalmazni a kistelepülések szennyvíztisztítási gondjainak megoldására. Támogatók és ellenzők véleménye csapott össze szakmai fórumokon és periodikákban (Stehlik és Szűcs 2001, Bukta 2002, Dulovics 2002, Sütő 2003, Gampel 2003, Lakosi 2003, Lengyel és Kovács 2003). A támogatók között találhatjuk egyes eljárások elkötelezett híveit, az ellenzők között számos esetben találkozunk

a területi hatóságok képviselőivel, akik a napi gyakorlat szintjén szembesülnek ezeknek az eljárásoknak a hátrányaival. Ellenérdekeltek a más eljárásokat (egyedi szennyvíztisztítókat, vagy kis kapacitású eleveniszapos szennyvíztisztító telepeket) kínáló cégek is, akik piacot látnak a kistelepülésekben.

Az EU Települési Szennyvíz Direktívájának hazai érvényesülését célzó 2207/1996. (VII. 24.) Kormányhatározat értelmében: meg kell oldani minden olyan 2.000 LE-nél kisebb település szennyvízelvezetését (szakszerű egyedi szennyvízelhelyezését) és megfelelő szennyvíztisztítását, amely sérülékeny ivóvízbázis környezetében van, az olyan 2000 LE alatti kistelepülések esetében, amelyek gazdaságosan nem láthatók el szennyvízelvezető vízi közművel, szakszerű egyedi szennyvíztisztítókat kell kialakítani, amelyek a szennyvízelvezető vízi közművel azonos vagy közel azonos komfortot biztosítanak a vízgazdálkodási, környezetvédelmi és közegészségügyi érdekek sérelme nélkül.

E határozat szelleméből tehát az következik, hogy – ugyanúgy, mint az egészséges ivóvízzel való ellátás esetében – a kistelepülések lakóinak is joga van a szennyvíztisztítás szakszerű megoldásához. Ennek hiánya nem gátolhatja a település fejlődését, új munkahelyek létesítését és az emberek életminőségének javulását. Minden bizonnyal ez vezetett ahhoz a döntéshez, hogy a 100 m³/d szennyvíztisztító kapacitás alatt alternatívaként vizsgálni kell a természet-közeli rendszer megvalósíthatóságát is. A természet-közeli szennyvíztisztítás tehát hatósági szinten lehetőség formájában beépült a szabályozásba.

Magyarországon mintegy 2300 településen laknak 2000 főnél kevesebben. Ezeken a településeken 1,5-2,0 millió ember él, az ország lakosságának majdnem ötöde. Ennyi ember szennyvíztisztítási gondja mellett már nem mehet el a szakma és a politika sem. Jelenleg ezeken a településeken csatornázottsága 10 % alatti. (Sütő 2003).

Valójában három eljárás versenyez egymással ezeken a kistelepüléseken: (1) A kis kapacitású intenzív technológián alapuló berendezések; (2) Az egyedi berendezések; (3) A természet-közeli eljárások. Azt, hogy mely településen melyik előnyösebb, egyedi vizsgálattal kell eldönteni. Érzékeny területeken például a természet-közeli eljárások nem jöhetnek szóba. Szétszórt, nagytelkes településeken egyedül az egyedi megoldások lennének előnyösek, ha a működésük ellenőrzése megoldható volna. Az intenzív technológiák és a természet-közeli eljárások esetében a csatornázás költsége jelentős hátrányt okozó tényező az egyedi

eljárásokkal szemben. Az intenzív technológiák működtetési költsége jelentősen meghaladja a természet-közeli eljárásokét. A természet-közeli technológiák nem csoda módszerek, megvannak a maguk szigorú korlátai. Azonban ha a költséghatékonyság szempontjait nézzük, a természet-közeli eljárások versenyképesek az intenzív technológiákkal, és sűrűbb beépítettség esetén az egyedi megoldásokkal is. Hogy egy adott település esetében melyik alkalmazható, egyedi elbírálással, az összes körülményt figyelembe véve kell eldönteni. Elvek és irányszámok használhatók ugyan, de a végső szót a helyszín elemzése dönti el.

8 A szennyvíziszap égetése

Az iszapégetésnek további kellemetlen maradéka van, amiért olyan megoldást kell alkalmazni, ahol az is eltűnik, beépül egy további, újrahasznosításra kerülő szilárd végtermékbe. Az ilyen megoldás szükségszerűen olyan országban kellett hogy általánossá váljon, amely az iszapját a talajaiban már nem tudja elhelyezni. Ez az ország Hollandia. A kényszerítő ok a fokozott talajvízvédelem, illetőleg a mezőgazdaság sajátos helyzete. Mint már egyszer idéztük, Hollandiában a lakossági szennyvíziszap 80 %-át a szénerőművekben égetik el, kellően limitált arányban keverve a szénhez (Ponsen és van den Broek, 1999), hogy sem a tüzelést, sem a füstgáztisztítást, sem a pernye feldolgozását ne zavarja. Kiderült persze, hogy a víztelenített rothasztott iszapot elő is kell szárítani a tüzeléshez, de ez nem lehetett műszakilag megoldhatatlan kérdés.

Más országokban is gyakorlat a szárított, vagy részlegesen szárított szennyvíziszap égetése segédanyaggal, vagy akár nélküle is. Az utóbbi esetében speciálisabb égető berendezésekre, s az égés gondosabb szabályozására van szükség. Magyarországon feltehetően csak azért nem sikerül a pécsi tisztítónál a szárított iszap égetése és újrahasznosítása, mert az iszap kezelésének a költsége azzal már annyira növekedne, hogy olcsóbbnak tűnik a talajban történő hasznosítás. Az iszap égetéssel történő eliminálását egyébként külföldön a „helyi sajátos kényszer” mellett a nagyon erős gyártó lobby is szorgalmazza annak ellenére, hogy – mint már előbb is leírásra került – a létesítési költsége több mint tízszerese a hagyományos elhelyezésnek, az üzemeltetés szintén lényegesen drágább egyebek mellett a levegő szennyezés vagy a salak elhelyezésének velejáró gondjai miatt.

Irodalomjegyzék

- BME VKKT (2002): Természet-közeli szennyvíztisztító technológiák áttekintése, útmutató előkészítése a 2000 LE alatti települések részére. – BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék zárójelentés, Megbízó: Országos Vízügyi Főigazgatóság, kézirat
- Bouwer, H. (2000): Integrated water management: emerging issues and challenges. – *Agricultural Water Management* 45: 217-228.
- Brix, H. (1987a): Treatment of wastewater in the rhizosphere of wetland plants - the root-zone method. - *Water Sci. Tech.* 19: 107-118.
- Bukta E. (2002): A szennyvízelvezetés és a szennyvíztisztítás aktuális kérdései Magyarországon. – *Vízmű Panoráma* 2002/1: 8-10.
- Dulovics D. (2002): Kistelepülések és csatornával gazdaságosan nem ellátható területek szennyvíztisztítása és szennyvízelhelyezése II. – *MaSzeSz Hírcsatorna* 2002. november-december, 3-15.
- EPA (1988): Constructed wetlands and aquatic plant systems for municipal wastewater treatment. - EPA/625/1-88/022, pp. 83.
- Gampel T. (2003): Kistelepülések szennyvíztisztítása vízínövényes talajszűrővel. – *Vízellátás, csatornázás* 2003, 70-72.
- Idelovitch, E., Michail, M. (1984): Soil-aquifer treatment - a new approach to an old method of wastewater reuse. - *JWPCF* 1984: 936-943.
- Kruzic, A.P., Schroeder, E.D. (1990): Nitrogen removal in the csövegdeztetés wastewater treatment process - removal mechanisms. - *JWPCF* 62: 867-876.
- Lakosi I. (2003): A természetközeli szennyvíztisztítás tapasztalatai a Nyugat-Dunántúlon. - *MaSzeSz Hírcsatorna* 2003. március-április, 8-14.
- Lengyel Z.L., Kovács M. (2003): Kistelepülések szennyvízkezelése. Helyben, vagy távolabb? - *Vízellátás, csatornázás* 2003, 73-80.
- MASZESZ (2003): Műszaki Irányelv: Természet-közeli szennyvíztisztítás, gyökérmezős szennyvíztisztító kialakítása és üzemeltetése, Függőleges átfolyás. – MASZESZ Kiadvány, 2003.
- Sütő V. (2003): Csatornázatlan területek és kistelepülések szennyvíztisztításának megoldási lehetőségei egy üzemeltető szemszögéből. – *Vízmű Panoráma* 2003/2: 15-20.
- Stehlik J. és Szűcs Gy. (2001): Példa a 2000 LE alatti települések szennyvízkezelésére. - *Vízmű Panoráma* 2001/4: 20-23.

Szilágyi F. (2004): A természet-közeli szennyvíztisztítás: Áldás vagy átok?. - Vízügyi Panoráma 12., 2004/1: 9-14.

Szilágyi, F. (2007) Természet-közeli szennyvíztisztítás. 327-366. Szilágyi, F. (Szek.) Alkalmazott hidrobiológia. Magyar Víziközmű Szövetség, Budapest, pp 624

Trautmann, N.M., Martin, J.H., Porter, K.S., Hawk, K.C. (1988): Use of artificial wetlands for treatment of municipal solid waste landfill leachate. - In: Hammer, D.A. (ed.): Constructed wetlands for wastewater treatment, Lewis Publishers, 245-251.

Uiga, A., Sletten, R. (1978): An over view of land treatment from case studies of existing systems. - JWPCF 50: 277-285.

Vymazal, J. (2000): Constructed wetlands for wastewater treatment in the Czech Republic. – Proc. Of the 7th Internat. Conf. On Wetland Systems for Water Pollution Control, pp.835-844., Lake Buena Vista, FL, USA.

Zirshky, J., Reed, S.C., Crites, R., Middlebrooks, J., Smith, R.G., Otis, R., Knight, K., Kreissl, J., Tchobanoglous, G., Bastian, R., Poloncsik, S. (1990): Lagoons, leach fields and other assistants of nature . - Water Environment and Technology, pp. 37-41.