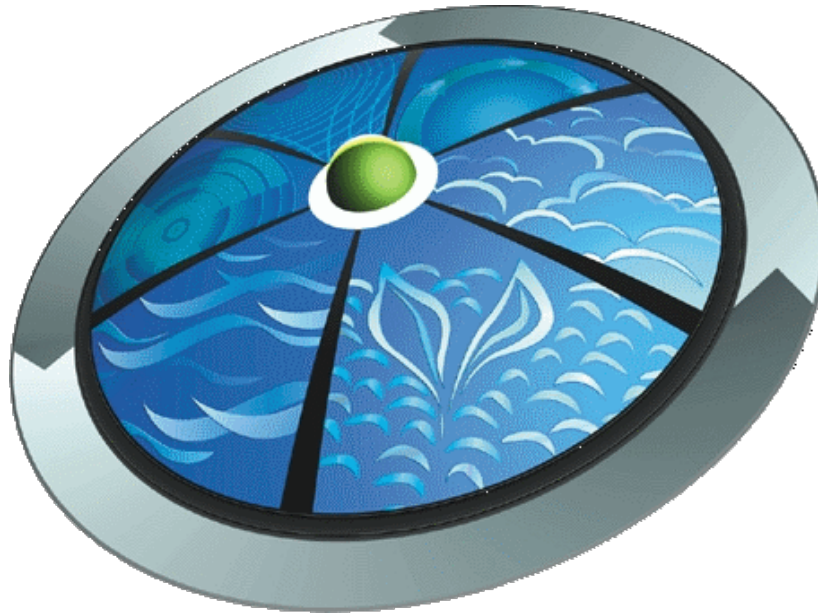


Környezetmérnöki Tudástár
Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre



XXXII. kötet

**Szennyvíztisztítás korszerű
módszerei**
Dr. Kárpáti Árpád



Az anyag a TÁMOP-
4.1.2.A/1-11/1-2011-0089
téma keretében készült a
Pannon Egyetemen.



SZÉCHENYI TERV

Környezetmérnöki Tudástár
Sorozat szerkesztő: Dr. Domokos Endre

XXXII. kötet

Szennyvíztisztítás korszerű módszerei

Szerzők:

Fazekas Bence

Kárpáti Árpád

Kovács Zsófia

ISBN: 978-615-5044-99-1

2014

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. Környezetvédelmi monitoring
26. Ivóvíztisztítás és víztisztaság-védelem
27. Levegőtisztaság-védelem és klímakutatás
28. Nukleáris mérési technológia környezetmérnököknek
29. Biztonságtudomány
30. Környezetállapot értékelés
31. Sugárvédelemi mérések
32. Szennyvíztisztítás korszerű módszerei
33. Környezetmérnökök katasztrófavédelmi feladatai
34. Környezetvédelmi analitika
35. Környezeti auditálás

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 álnevét, 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 TÁMOP-4.1.2.A/1-11/1-2011-0089 téma
keretében készült a Pannon Egyetemen."

Részletes információk a következő címen találhatóak:
<http://creativecommons.org/licenses/by-nc-sa/2.5/hu/>

Tartalomjegyzék

Jelölések jegyzéke.....	8
Ábrajegyzék.....	11
Táblázatok jegyzéke	14
1. Víznyerés ivóvíz szolgáltatásra és ipari vízellátásra.....	15
Karszt és rétegvíz és kitermelése - ivóvíz minőségbiztosítás.....	16
Élővíz kivétel és tisztítás.....	19
Ipari vízhasználatok – lakossági fűtővíz előállítás.....	20
2. Ivóvíz szennyeződése a vízhasználatok során.....	22
A lakosság vízhasználata, szennyvizei (Kárpáti, 2011)	22
Ipari vízhasználat – élelmiszer feldolgozás.....	24
Talajvíz infiltráció a csatornarendszerbe.....	26
Biológiai szennyezőanyag átalakulás és hatásai a szennyvízgyűjtésnél	26
3. Lakossági és ipari szennyvizek, koncentrációik, tisztítási előírásaik	30
A közcatornába (lakossági szennyvizekbe) kerülő átlagos szennyezőanyag mennyiségek	30
Lakossági vízfelhasználás és szennyvíz-koncentrációk.....	33
A szennyvíztisztítási igények szabályozása határértékei.....	33
4. Eleveniszapos szennyvíztisztítás és fejlődése.....	38
Az eleveniszapos szennyvíztisztítás kezdetei	38
Eleveniszapos tisztítás alapsémája, átalakítási folyamatai (Kárpáti, 2011).....	41
Tápanyageltávolítás stöchiometriája.....	43
Tisztítási igény és lehetőségek növekedése az utóbbi fél évszázadban	45
Az iszap szeparációja és recirkuláltatása.....	47
Biológiai terhelés, részleges levegőztetés, iszaprecirkulációk, többletfoszfor beépítés.....	49
Oxigénigény műszaki biztosítása	57
A lakossági biológiai tisztítást befolyásoló főbb ipari hatások	57
Határérték feletti üzemi szerves anyag kibocsátás és költségkompenzáció.....	57
Toxicitás, vagy iszapszennyezés veszélye.....	58
5. Intenzív anaerob ipari szennyvíz előtisztítás.....	60
Élelmiszeripari szennyvizek összetétele, koncentrációja, korábbi tisztítása.	60
Az élelmiszeripari szennyvizek tisztításának korábbtól eltérő lehetősége (Kárpáti et al, 2011) .	61
A granulált anaerob iszap kialakítása, gyakorlati alkalmazása.....	63
Gyakorlati alkalmazás és előnyei és befejező aerob tisztítás igénye	67
6. Az eleveniszapos biológiai tisztítás intenzifikálása	69

Az eleveniszapos rendszerek kezdeti változatai	69
Izapggranuláció hasznosítása eleveniszapos rendszerként	73
Szennyvizek tisztítása fluidizált biofilmes rendszerekkel	77
Eleven iszapos rendszerek bemeülő rögzített biofilm hordozókkal.....	78
Mozgó ágyas hibrid rendszerek főági nitrogéneltávolítás intenzifikálására.....	79
7. A nitrogéneltávolítás kiépítése nitrifikáció/denitrifikáció érdekében.....	83
Nitrifikáció / denitrifikáció lépcsőzetes megvalósítása.....	83
A nitrifikáció oxigénigénye, oxigén érzékenysége	84
A nitrifikáció különleges környezet-érzékenysége.....	86
Nitrogéneltávolító eljárások különböző konfigurációi.....	89
Üzemeltetés szabályozás gyakorlati példái (Horváth, et al. 2011; Böcskei, et al., 2011).....	96
8. A nitrogéneltávolítási módszerek további fejlesztési irányai.....	114
Újfajta eljárások a szennyvíz nitrogén-tartalmának eltávolítására.....	116
SHARON eljárás	116
ANAMMOX (anaerob ammónium oxidációs) eljárás.....	117
Kombinált SHARON-ANAMMOX eljárás	119
CANON eljárás és az új módszerek összehasonlítása	120
A szennyvíz nitrogénfeleslegének a kémiai eltávolítása	122
9. Az eleveniszapos tisztítás oxigénigénye, iszapfozom csökkentése	125
Levegőigény és bevitel az eleveniszapos tisztításnál	125
Izapfozom	127
Eleveniszapos tisztítás közelítő tervezése.....	132
Izapfozom csökkentése technológiai módosításokkal	135
Izapfozom csökkentés az iszap többszörös hasznosításával -lysis–cryptic growth-	136
A fenntartásra fordítandó energiafelhasználás maximalizálása	139
A lakossági szennyvíztisztítás iszaptermelése, hasznosítása és elhelyezése.	148
10. Iszapfeldolgozás - iszaprothasztás.....	157
Az iszaprothasztás kialakítása, megelőző iszapsűrítés.....	157
Anaerob iszaprothasztás.....	158
Az anaerob szennyvíziszap rothasztást befolyásoló tényezők.....	161
Anaerob rothasztás tervezése.....	164
Rothasztó kialakítása – technológiai változatok.....	166
Üzemeltetés és szabályozása	167
11. Komposztálás	171
A komposztálás szakaszai	171
A komposztálásban résztvevő szervezetek	172
Komposztálást befolyásoló fő paraméterek.....	174

Sztatikus prizmás, vagy reaktoros komposztálás.....	182
Komposztálás gyakorlati megvalósítása	202
Komposztálás tervezése	205
A komposztálás kérdései gyártó és felhasználó oldaláról	217
Szennyvíziszap-költség a tisztításnál, elhelyezésnél	218
Szennyvíziszap komposztálási és hasznosítási példák	219
Szennyvíziszap, szennyvíziszap-komposzt tápanyagának értéke.....	222
A szennyvíziszap komposzt hasznosítási problémái a mezőgazdaságban	224
12. Szennyvíziszap szárítás, égetés és egyéb hasznosítás.....	230
Az égetésre igényt tartó iszap és stabilizálása.....	230
Az égetés műszaki megvalósítása.....	240
Alternatív hasznosítási eljárások és kivitelezésük	241
Hasznosítás égetett építőipari másodnyersanyagként	242
Egyéb termikus hasznosítási eljárások.....	243
Az égetés melléktermékeinek ártalmatlanítása	244
Utószó	248
Mellékletek.....	250
1. sz. melléklet: Települési szennyvíztisztító közelítő tervezése - példa	250
2. sz. melléklet: Települési szennyvíztisztító közelítő tervezése – elvi példamegoldás a példára.....	251
3. sz. melléklet: Települési szennyvíztisztító közelítő tervezése – számszerű példamegoldás	255
4. sz. melléklet: Egyéb számítások az eleveniszapos szennyvíztisztításnál.....	259
Energiaigény és termelés az eleveniszapos szennyvíztisztításnál	259
Biogáz termelés az iszapok rothasztásából	260
Nitrogén eltávolítás O ₂ és szerves C igénye.....	261
Iszaphozam számítása vegyszeres P kicsapatás beiktatásakor	262
Iszap mikroorganizmusai és maradékukba be nem épülő foszfor vegyszeres kicsapatása és költsége	263
Eleveniszap többletfoszfor felvétele.....	264
Denitrifikációs kapacitás eleveniszapos szennyvíztisztításnál	264
Eleveniszapos szennyvíztisztítás polielektrolit igénye és költsége	265
Eleveniszapos szennyvíztisztítás költségigényeinek összegzése	266
5. sz. Melléklet: Szennyvíztisztítás ismeretanyagának gyűjteménye (Ismeretfüzetek)..	267

Jelölések jegyzéke

KOI	kémiai oxigénigény, a szennyvíz szerves anyagának a szabványos körülmények között történő – bikromátos – oxidációjánál (KOI_k)
BOI	biológiai oxigénigény, a szennyvíz szerves anyagának a vizes fázisból mikroorganizmusok révén történő aerob eltávolításának oxigénigénye
BOI ₅	öt napos biológiai oxigénigény, szabványosított vizsgálat során az öt napos biológiai lebontás, átalakítás oxigénigénye
TKN	összes Kjeldhal nitrogéntartalom, szabvány szerinti vizsgálattal meghatározott redukált nitrogén tartalom -ammónium-N + szerves-N tartalom
ANAMMOX	anaerob ammónium oxidáció, az ammónium $2 NH_4^+ + 2 O_2 = N_2 + 2 H^+ + 3 H_2O$ összegző egyenlettel jellemezhető több lépcsős autotróf átalakítása a ammónium felének a nitritté oxidálásával, majd a nitrit és a többi ammónium összekapcsolásával
SS	(Suspended Solid) a víz lebegőanyag tartalma (0,45 mikronos szűrőn fennmaradó rész)
TP	összes foszfor tartalom (foszfátok P tartalma) vízben vagy szennyvízben (oldott orto-foszfát és a szilárd poli-foszfát összege)
N és P eltávolítás	nitrogén és foszfor (növényi tápanyagtartalom) eltávolítás
TN	összes nitrogéntartalom, $TKN + NO_3-N + NO_2-N$ ahol $TKN = \text{szerves N} + NH_4-N$
SZOE	A szennyvíz extrahálható szír és olajtartalma (régen széntetraklorid, ma hexán oldószerrel)
LEÉ	lakosegyenérték, egy lakos átlagos napi szennyezőanyag kibocsátása a különböző fajlagos paraméterekben (60 g BOI ₅ , valamint SS/főd, 110 g KOI/főd, 12-14 g TKN/főd, 2 g TP/főd)
OC	a szerves anyag fajlagos oxigénigénye az eleveniszapos szennyvíztisztításnál ($g O_2/g BOI_5$)
ON	a szennyvíziszapba nem kerülő nitrogén eltávolításának az oxigénigénye az eleveniszapos tisztításnál ($g O_2/g N (TKN)$)
DO	az eleveniszapos tisztító levegőztető medencéjének az oldott oxigén koncentrációja (mg/l)

F/M	food/medium arány, vagy az iszap tápanyag-ellátottsága, kg BOI ₅ /kg iszap (szárazanyag)d, ezt az arány tulajdonképpen a relatív iszapterhelés (load specific), ami szükségszerűen fordítva arányos a fajlagos iszaphozammal (specific sludge yield), s abból adódóan a tisztítóban aktuálisan kialakuló iszapkorral (sludge age)
F/V	(food/sludge volume), térfogati fajlagos tisztítóterhelés, kg BOI ₅ /m ³ eleveniszapos medencetér fogat
DSV ₃₀	(Dissolved Sludge Volume) hígított iszap 30 perc után mért ülepített iszaptérfogata
SV ₃₀	(Sludge Volume) 30 perc után mért ülepített iszaptérfogat
SVI	(Sludge Volume Index) iszapindex, vagy Mohlmann index (Mi)
MLSS	(Mixed Liquid Suspended Solid) az eleveniszapos medence iszapkoncentrációja iszap szárazanyagban számolva)
HRT	átlagos hidraulikai tartózkodási idő (mindenkori eleveniszapos medencetér fogat / szennyvízbetáplálás, m ³ /m ³ d ⁻¹ = d)
MO _H	heterotróf mikroorganizmus, vagy azok tömege egy rendszerben értelem szerint
Q _{be}	bármiféle folyadékbetáplálás térfogatárama – többnyire m ³ /d
L _{sp}	fajlagos iszapterhelés = F/M (annál részletezve)
Θ _c	átlagos iszapkor, az eleveniszapos medencékben levő iszaptömeg és a napi iszaptermelés hányadosa (Θ _c = V _R *X/P _x)
M _x	az eleveniszapos rendszerben levő összes biomassza tömeg M _x = P _x Θ _x (iszap szárazanyagban)
V _R	A tisztításhoz szükséges eleveniszapos medencetér fogat V _R = M _x / X = P _x Θ _x / X (szárazanyagban számolt iszapkoncentrációkkal számolva)
Y	fajlagos iszaphozam, f(L _{sp} , illetőleg Θ _c) – kg iszap szárazanyag/kg BOI ₅
P _x	A napi fölösiszaphozam (P _x = B _d *Y –kg iszap szárazanyag/d)kg BOI ₅ /d)
B _d	valamely tisztítóra érkező napi biológiai terhelés (B _d =Q _{be} .C _{be} ^{BOI5} – napi
X	az iszapos víz biomassza koncentrációja (iszap szárazanyag/térfogat – kg/m ³ , vagy g/l mértékegységben)
V _R	az eleveniszapos medencetér térfogata – biológiai reaktortérfogat, m ³

$f (V_{\text{anox}} / V_{\text{ox}})$	az anoxikus és az oxikus medencetérfogatok arányának függvénye
R_i	az iszapacirkulációs arány (Q_i / Q_{be})
R_b	a belső recirkulációs arány (Q_b / Q_{be})
η_{den}	denitrifikált nitrát hányad, $\eta_{\text{NO}_3} = R_i + R_b / 1 + R_i + R_b$, rendszerint hányad, de %-ban is megadható
SBR	Sequencing Batch Reactor – szakaszos tápanyagbetáplálású szennyvíztisztító
MBR	Membrán bioreaktor a szennyvíztisztításnál, de a membrán csak a víz-iszap szeparációjára van felhasználva
μ	mikroorganizmusok fajlagos szaporodási sebessége, $g/g \cdot d = 1/d = d^{-1}$
K_s	fél-telítési állandó a Monod kinetikát leíró egyenletben, melynek megfelelő tápanyag koncentrációnál a fajlagos szaporodás sebessége a maximális fele
S	tápanyag koncentrációja, lehet az bármely makrotápanyagé is – BOI_5 , O_2 , NH_4^+ , PO_4^-
K_i	inhibíciós konstans a toxikus kinetikát leíró Haldene formulában
T	hőmérséklet
MAP	MgNH_4PO_4 , kristályos formájú, 6 kristályvizes
ADP/ATP	adenozin-difoszfát/ adenozin-trifoszfát
AOX	adszorbeált vagy szerves kötésben levő halogének
PAH	polciklikus aromás szénhidrogének
PCDD, PCDF	poliklórozott dibenzo-dioxinok és furánok
HC	szénhidrogén komponensek

Ábrajegyzék

1. ábra Kereskedelmi forgalomban levő palackos víz információs adatai	18
2. ábra A gravitációs szennyvízcsatornában kialakuló körülmények sematikus ábrája.....	28
3. ábra A biológiai szennyvíztisztítás elvi sémája.....	42
4. ábra Az eleveniszapos rendszerben végbemenő folyamatok (Seviour et al., 1999)	43
5. ábra Szimultán folyamatok az iszappehelyben (Sedlak, 1992).....	46
6. ábra Az eleveniszapos medencék és az utóülepítő kapcsolata.	48
7. ábra Az eleveniszapos biológia szennyvíztisztítás napjainkban legelterjedtebben alkalmazott folyamatkialakítása.	52
8. ábra BOI ₅ szennyezettség eltávolító kapacitás becslése a biológiai tisztításnál	53
9. ábra Nitrogén és foszfor eltávolítása a szennyvíz tisztítása során	54
10. ábra NH ₄ -N eltávolító kapacitás becslése a biológiai tisztításnál	54
11. ábra NO ₃ - eltávolító kapacitás becslése egy iszapkörös kommunális tisztítóknál.....	55
12. ábra Biológiai foszfor eltávolítás becslése az eleveniszapos rendszereknél	56
13. ábra Az anaerob és aerob szennyvíztisztítás átalakításai és fajlagos iszaphozama.....	62
14. ábra Feláramló anaerob iszapréteges reaktor (UASB).....	64
15. ábra Expandált granulált iszap ágyas reaktor (EGSB 5-10, de néha 20 m/h feláramlási sebességgel)- Geometriája miatt helytakarékos, továbbfejlesztése UFB-EGSB	65
16. ábra A csőreaktorszerű kiépítés módozatai	70
17. ábra Dugóáramú elven működtetett eleveniszapos rendszer több ponton történő tápanyagbetáplálással	70
18. ábra Többcsatornás Carrousel-rendszer	71
19. ábra A kontakt stabilizációs eljárás	72
20. ábra Kétlépcsős eleveniszapos eljárás (AB).....	73
21. ábra Korszerű biofilm-hordozó kialakítás mozgóágyas hibrid rendszer kialakítására.....	79
22. ábra A fajlagos szaporodási sebesség [μ] és a rendelkezésre álló tápanyag koncentrációja közötti összefüggés	85
23. ábra A toxikus „tápanyagok” hatása a fajlagos szaporodási sebességre.....	86
24. ábra A nitrifikációra kedvező pH tartomány (Anthoisen, 1976).....	88
25. ábra A módosított Ludzack-Ettinger eljárás.....	90
26. ábra A négy reaktoros Bardenpho eljárás kialakítása	90
27. ábra Szelektorral kiépített ICEAS SBR kialakítása és egyes üzemi ciklusainak működése	93
28. ábra A makói szennyvíztisztító helyszínrajza	94
29. ábra A BIODENITRO eleveniszapos eljárás	95
30. ábra A veszprémi szennyvíztelep múlt század kilencvenes éveiben épített tisztítóblokkjának a folyamatábrája a hasznos medencetérfogatokkal.....	97
31. ábra A veszprémi szennyvíztelep második biológiai blokkjának az üzemeltetési lehetőségei	97
32. ábra Az egyes tisztítósorok elfolyó vizének és az egyesített telepi elfolyó víznek az összes-nitrogén koncentrációja 2011 évben	98
33. ábra A szombathelyi szennyvíztisztító sematikus kiépítése és medencetérfogatai.....	100
34. ábra A szombathelyi szennyvíztisztított szennyvíz KOI, NO ₃ -N, TN és TP adatai	101
35. ábra A 2010 közepéig üzemelt régi debreceni szennyvíztisztító kiépítése	103
36. ábra A 2010 után indított felújított debreceni szennyvíztisztító kiépítése	103
37. ábra Ammóniumkoncentráció alakulása a korábbi és a bővített debreceni szennyvíztisztító tisztított vízében	104
38. ábra Az összes nitrogén koncentrációjának alakulása a korábbi és a bővített debreceni szennyvíztisztító tisztított vízében	104

39. ábra A zalaegerszegi szennyvíztisztító biológiai terhelése 2007 és 2010-2011 években	106
40. ábra A tisztító nyersvize KOI/TKN arányának alakulása 2007 és 2010-2011 években ..	106
41. ábra A zalaegerszegi tisztított víz TN koncentrációja 2007 és 2010-2011 években.....	107
42. ábra A régi zalaegerszegi szennyvíztisztító iszaptereinek felülnézeti rajza, valamint a teljes kiépítés blokk-sémája.....	108
43. ábra A bővített (megkétszerezett medence-térfogatú) zalaegerszegi szennyvíztisztító egyes eleveniszapos vonalainak felülnézeti rajza, valamint kiépítésük blokk-sémája.	109
44. ábra A bővített (duplázott medence-térfogatú) zalaegerszegi szennyvíztisztító optimalizált eleveniszapos sorainak a felülnézeti rajza, valamint teljes kiépítés blokk-sémája.....	110
45. ábra A TN paraméter alakulása az utóbbi két évben a tisztító elfolyó vízében	111
46. ábra A zalaegerszegi szennyvíztisztítás fajlagos iszap és gázhozama, s az abból fedezhető villamos energia igény hányad alakulása 2010 június és 2011 június között	111
47. ábra Különböző biológiai nitrogén eltávolítási utak oxigén és szerves anyag igényei	115
48. ábra Az ammónium és a nitrit oxidáló mikroorganizmusok szaporodási sebességének különbségeiből adódó minimális hidraulikus tartózkodási idő (Hellings et al., 1998).....	116
49. ábra A nitrogénforma különböző átalakítási lépcsői a SHARON eljárásnál	117
50. ábra Az ammónium anaerob oxidációjának lehetséges útja.....	118
51. ábra A kombinált SHARON-ANAMMOX eljárás sematikus rajza	120
52. ábra A CANON biofilm valószínűsített felépítése.....	121
53. ábra Lebegőanyag (felső, szaggatott vonal) és BOI ₅ -eltávolítás (alsó, folyamatos vonal) hatásfoka a felületi terhelés függvényében	129
54. ábra Az iszapkor és hőmérséklet hatása az iszaphozamra (Y) előülepített kommunális szennyvíz eleveniszapos tisztításánál.....	130
55. ábra Az iszapkor és hőmérséklet hatása az iszaphozamra (Y) előülepítetlen kommunális szennyvíz eleveniszapos tisztításánál.....	131
56. ábra Az önemésztő szaporodás (cryptic growth) elvi működése (Mason et al., 1986)....	136
57. ábra Ózon / ultrahangos kezelés beépítése az eleveniszapos tisztításba, iszaprothasztásba	138
58. ábra Energiaátvitel a szerves anyag oxidációja és az asszimilációja között	139
59. ábra Az anaerob iszapkezelő medencés OSA rendszer kialakítása (Chudoba et al., 1992)	142
60. ábra Cannibal eljárás folyamatábrája (Goel – Noguera, 2006).....	142
61. ábra Anaerob / anoxikus /oxikus tisztítás két iszapkörrel (ANANOX) (Garuti et al., 1992)	144
62. ábra Az ISAM technológiai kiépítése (Janssen et al., 2002).....	145
63. ábra MBR rendszer OSA kiépítésben (Young, et al., 2007)	146
64. ábra A humuszanyagok keletkezésének sematikus bemutatása (Alexa és Dér, 2001)	174
65. ábra A szennyvíziszap és faforgács együttes sztatikus komposztálására alkalmas levegőztetés és anyagfeldolgozás különböző lépései (a levegőztetés és érlelés feltüntetett időtartama közelítő érték) (Willson et al., 1980)	183
66. ábra Statikus komposztálméretezése 40 m ³ víztelenített szennyvíziszap feldolgozásához (Ettlich et al.,1978).....	185
67. ábra A hőmérséklet alakulása nyers iszap - faforgács keverék levegőztetett statikus prizmás komposztálása során. (A fekete oszlopdigrammok a komposztálás során jelentkező csapadékmennyiséget mutatják (Willson et al.,1977).....	185
68. ábra A hőmérséklet alakulása rothasztott szennyvíziszap és különböző segédanyagok levegőztetett sztatikus halmokban történő komposztálásakor. Mindegyik mérési pont a halom keresztmetszetében 10 helyen történt hőmérséklet-mérés átlaga (Ettlich et al.,1978).....	186
69. ábra Zárt, levegőztetett sztatikus komposztálás anyagmérlege. (A feltüntetett értékek a 91-es év havi átlagai (Haug, 1993); alsó két sor számított közelítő érték).....	187

70. ábra Fűvételjesítmény igény a 25 % szárazanyag tartalmú, döntően nyers szennyvíziszap mint alapanyag, segédanyagokkal történő statikus komposztálásakor. (Levegőztetés szabályozása a hőmérsékletéről (45°C) visszacsatolással történt.) (MacGregor et al., 1981). 188	
71. ábra Komposzt alapanyag kondicionálás a késztermék részleges visszaforgatásával és strukturáló anyag felhasználásával.....	192
72. ábra A strukturáló / töltőanyagok szerepe a víz nedves anyagból történő adszorpciójának érzékeltetésével	193
73. ábra A kondicionáláshoz szükséges faapríték hányad függése a szennyvíziszap nedvességtartalmától. (Folytonos vonal Willson (1977) adatsora, a szaggatott Epsteiné (1979)	194
74. ábra A szennyvíziszap nedvességtartalmának hatása a komposztálás során elpárologtatandó vízmennyiségre (Haug és Haug, 1978)	200
75. ábra Komposztprizmák kialakítása	203
76. ábra A lakossági szennyvíz szerves C és N eltávolításának általános sémája	223
77. ábra A veszprémi napenergiával történő iszapszárító elhelyezkedése a szennyvíztelep közepén a rothasztó tornyok és az eleveniszapos medencék, utóülepítő között	233
78. ábra Veszprémi szennyvíztisztító 3 szoláris iszapszárító csarnoka előlnézetben a szárítógáz elszívásának és tisztításának kiépítése előtt.....	233
79. ábra Az iszapszárító sorok keverőszerkezete és felső ventillációjának (levegőkeverésének) kialakítása.....	234
80. ábra A szárítósorok megszívása, gázvezetése, s a gáztisztító épülete Veszprémben.....	235
81. ábra A kénsavas mosótornyok a szárítógáz ammóniájának megkötésére, valamint a biológiai utótisztítás vegyszer előkészítő-, adagoló részlege.....	236
82. ábra ALIZAIR® típusú szagtalanító	237

Táblázatok jegyzéke

1. táblázat A lakossági szennyvíz összetevői (becsült értékek)	23
2. táblázat Az EU javaslat a kommunális szennyvíztisztítók kibocsátási határértékeire	34
3. táblázat Települések szennyvíztisztítására vonatkozó technológiai határértékek	35
4. táblázat A szennyvizek befogadóba való közvetlen bevezetésre vonatkozó, vízminőség- védelmi területi kategóriák szerint meghatározott kibocsátási határértékek	35
5. táblázat Fajlagos bírság alapdíj megállapítása korábban és napjainkban	36
6. táblázat táblázat: Hígítási arány szerinti módosító tényezők	36
7. táblázat táblázat: Területi tényezők	36
8. táblázat Az eleveniszapos rendszerek különböző megvalósításainak általános működési paraméterei (Gray, 1990)	52
9. táblázat A nitrogén eltávolítására alkalmas hagyományos és az új technológiák összehasonlítása	122
10. táblázat A szerves anyag átalakításához szükséges oxigénigény (OC_{BOI_5} , kg O_2 /kg BOI_5) meghatározása a vízhőmérséklet és az iszapkor (relatív iszapterhelés) függvényében	125
11. táblázat A tisztítási igény és az iszapkor viszonya	129
12. táblázat A BOI_5 -ként mérhető szerves anyag fajlagos iszaphozama (Y_b - kg iszap szárazanyag/kg BOI_5) az iszapkor és a SS_{be}/BOI_5 - hányad függvényében	133
13. táblázat Különböző szerves szennyezők koncentrációi a szennyvíziszapban	150
14. táblázat Rothasztott iszap jellemző növényi tápanyagtartalma	150
15. táblázat A mezőgazdasági hasznosításra kerülő szennyvíziszapok nehézfém koncentráció határértékei	151
16. táblázat Nehézfémek akkumulációs tényezői a a szennyvíziszap / szennyvíz tekintetében	151
17. táblázat Néhány szerves komponens koncentrációja az iszapégetés hamujában (súly %)	151
18. táblázat Különböző szennyvíziszapok hozamai és tápanyag-koncentrációi	159
19. táblázat Az anaerob iszaprothasztás optimális körülményei és tolerálható tartományai .	161
20. táblázat A CH_4 és a KOI egyenértékei	164
21. táblázat Szennyvíziszap hasznosítható energiatartalma (Burd, 1968; Olexsey, 1974)	189
22. táblázat Különböző komposztálható anyagok javasolható maximális kiindulási nedvességtartalma (Golueke, 1977)	190
23. táblázat A szennyvíziszap és a strukturanyag mennyisége és minősége az adott példában	207
24. táblázat A nyersiszap és keverékének tervezési adatai az adott komposztálásnál	208
25. táblázat A korrigált értékek a komposztkeverék összetevőire	209
26. táblázat 1/3:1-es térfogatarányú faapríték pótlás/nyersiszap esetére a számítás eredményei	209
27. táblázat 1/3:1-es térfogatarányú faapríték pótlás/nyersiszap esetére a számítás eredményei más C:N aránynál	210
28. táblázat 1:1-es térfogatarányú faapríték pótlás/nyersiszap esetére a számítás eredményei	210
29. táblázat A vállalkozó tervezőinek a becslése a komposzt hozamokra	216
30. táblázat Különböző szennyvíztisztítók iszapfeldolgozási, elhelyezési költségadatai.	222
31. táblázat Az üzemeltetés során mért vegyszerigény a gáztisztításnál	238
32. táblázat Az egyes mérési helyek gázkoncentráció mérési eredményei	238
33. táblázat Gázmosó és az ALIZAIR® szagtalanító mérési eredményei	239
34. táblázat A tisztításnál mért ammónia koncentrációk, illetőleg koncentrációcsökkenés ..	239

1. Víznyerés ivóvíz szolgáltatásra és ipari vízellátásra.

Az élő anyagok jelentős hányada víz, legyen az élő anyag növény, állat, ember. A növények élete a fotoszintézis révén termelődő szerves anyag különböző szövet, váz és gyökér szerkezetű alakítása. A baktériumok, gombák és magasabb rendű élőlények, az állatok és ember számára ezek a szerves anyagok biztosítják azután a tápanyagot, a testanyaguk kiépítéséhez szükséges anyag és energiaforrást. Ez természetesen igaz a növények őseire, a tengerek életét, szerves anyag forgalmát ma is meghatározó algákra is. A vízi és szárazföldi állatok és az emberek valamennyien ezeknek a fotoszintetizált szerves anyagoknak az általuk hasznosítható részét alakítják át, redukálják, oxidálják, alakítják energiává, saját szerves anyagaikká. A nem hasznosított fotoszintézissel előállított anyag, valamint a hasznosított részek feldolgozási maradéka a kiválasztással a környezetbe, a talajra, valamint a vízfolyásokba, tavakba, tengerekbe kerül. A tengerek és tavak nagy felülete révén beoldódó nagy oxigénmennyiséggel ezeket a vizek heterotróf mikroorganizmusai, többsejtű szervezetei általában széndioxiddá tudják oxidálni a víz oldott oxigén tartalmának jelentősebb csökkenése nélkül. A szerves anyag terhelés az agglomerizálódás eredményeként elsősorban a felszíni vízfolyásokban, folyókban, patakokban válik túlzottá. Mikrobiális lebontásával elfogyasztva a víztestből az oxigén jelentős részét, kritikus oxigénhiányt, berothadást okoz. Ez utóbbi ott az élővilág drasztikus átalakulását, szeptikus, bűzös környezetet eredményezhet. Míg az elegendő oxigént tartalmazó vizeket élővizeknek, az utóbbiakat rothadó, szennyezett vizeknek nevezzük.

A lakosság és ipar által felhasznált ivóvizeket rendszerint koncentrációjuktól függetlenül éppen potenciális szennyezés veszélyük miatt szennyvizeknek nevezzük. Míg a lakosság közvetlen vízfelhasználása átlagosan napi 3 liter/fő alatt marad, az egyéb vízfelhasználás ennek a tízszázszorosa, egy adott népesség természeti adottságai illetőleg gazdaságának a fejlettsége függvényében. Az ipar által felhasznált ivóvíz mennyisége és szennyezettsége iparáganként változó.

A szabadon élő növények vízellátása a lakosságéval szemben inkább spontán, így mintegy önszabályzó. Ott élnek és szaporodnak, ahol az ahhoz szükséges vízmennyiség, tápanyag hozzáférhetőség, és egyéb életfeltételeik ehhez biztosítottak. Bizonyítja ezt a hegyoldal szikláik között is megélő fenyőfa. A hőmérséklet változásával (magasság) persze annak az életfeltételei is korlátozódnak s adott magasság fölött már csak a cserjés zuzmós világ és némi fű életképes a jó vízellátottság ellenére is.

A lakosság mellett éppen az előzőek miatt a növényeket termelő mezőgazdaság a jelentős vízfelhasználó (öntözővíz), de ugyanilyenek a növényeket közvetlenül (papíripar, növényolajipar, keményítőgyártás, konzervipar) vagy a termékeik állati felhasználása során keletkező alapanyagokat (tej, hústermelés, jégkrém gyártás, stb) feldolgozó élelmiszeriparok is.

További kapcsolódó lakossági és ipari vízfelhasználás jelentkezik a meleg víz és gőzellátás, illetőleg a hűtővíz és lágyvíz ellátás miatt is. Más jellegű vízellátást jelent az energiaipar hűtővíz igénye, melyet azonban nem a lakossági vízellátó rendszerekről szokásos biztosítani éppen az attól eltérő minőségi igénye miatt.

A nagyfogyasztók esetében mindenképpen megfontolandó hogy ne saját talajvíz kivétellel biztosítsák-e a vízigényüket. Ezekkel a megoldásokkal nem kívánunk részletesebben foglalkozni, de megemlítjük, hogy általában hasonló vízelőkészítést igényelnek, mint a lakosság ivóvizei. Meghatározó ebben a sokrétű vízigényben, hogy a lakosság milyen forrásból juthat olyan nyersvízhez, melyet kisebb nagyobb előkezelés után a közműves vízelosztó rendszeren eljuttatva a fogyasztóhoz megfelelő, biztonságos vízminőséget garantálhat. A vízellátó rendszereknek a minőséggaranciát a fogyasztó vízcsapjánál kell vállalniuk.

Karszt és rétegvíz és kitermelése - ivóvíz minőségbiztosítás.

Lakossági vízellátásra legjobbnak a karsztvizek kivételét tekinthetjük. Ezek mezőgazdálkodásra kevésbé hasznosított, többnyire erdővel borított felszín alatt a porózus szerkezetű karsztkőzetben található, s abból többnyire megfelelő vízkivétellel érhetőek el. Ritkább eset ma már a karsztvizek földfelszíni vízforrásként történő jelentkezése, illetőleg az ilyen források hasznosítása a felszíni, illetőleg felszín közeli elhelyezkedésük révén. Az ilyen forrásoknak elég nagy ugyanis a szennyeződés veszélye.

Általánosabb a karsztvíz viszonylag kis, néhányszor 10, maximum egy-kétszáz méter mélységből célirányosan kialakított, fúrt kutakkal történő vízkivétele. Hasonló hazai karsztvíz kivételnek tekinthető a Balaton-felvidék felhagyott bauxitbányáinak a vízkivétele, mely az északi Balaton part, vagy akár a tó egész környezetének a vízellátását is biztosíthatja. A karsztrétegbe a csökutak fúrása egyébként nehezebb, mint az üledékes, homokos rétegekbe. Szűrőköpenyük kialakítása ugyanakkor lényegesen egyszerűbb. A karsztvizek a kitermelést követően általában minden előkezelés nélkül kiadhatók a vezetékes vízellátásba.

Mivel a levegőből kicsapódó eső a beoldódott széndioxid tartalma miatt gyengén savas ($\text{pH}=5,5$), a mészkő és dolomit rétegekből kalciumot és magnéziumot old be a mész-szénsav egyensúlynak megfelelő mértékig. A víznek ez a két komponense ugyanakkor „keménységet” okoz abban. A megnevezés az esővízhez képest rosszabb szappanoldó hatásból ered. Az esővíz jól oldja a szappanokat, nem képez vízkőkiválást (kalcium és magnézium karbonát) az edényekben. A karsztvizekből felmelegedve az egyensúly eltolódása miatt széndioxid szabadul fel, illetőleg az említett vízkő válik ki (boilerek, vízcsövek). Ugyanez a keménység-tartalom okozza az alkáliföldfém (Na, K) szappanok kicsapódását is ezekkel a kétértékű ionokkal képezett vegyületeikként. A keménység egyébként kellemes ízt ad az ivóvíznek, tehát az ember számára adott sótartalomig egészséges. A gyakorlati felhasználás azonban esetenként megkövetelheti a vízlágyítást, amit régebben mész-szódás kicsapatással, ma általánosan ioncserével biztosítanak. Az utóbbinál a keménységet okozó Ca^{2+} - és Mg^{2+} -ionokat Na^+ ionokra cserélik ki. Biztonsági okokból lehet szükség csak a karsztvizeknél igen kismértékű klórozásra, amely a vezetékrendszer biológiai állapotát kell, hogy karbantartsa.

A második, még mindig igen biztonságosnak tekinthető vízforrás a rétegvíz. A talaj 10-20 méteres felső rétegének a vize ugyanakkor hazánkban már olyan szennyezett lehet, hogy nem tekinthető kellően biztonságosnak közvetlenül ivóvízként történő felhasználásra. A lakosság az élőhelye alatti talajvíz réteget korábban szennyvizeivel, később hulladékainak hosszú időn keresztül ellenőrizetlenül a talajba történő elhelyezésével területenként különböző mélyséig elszennyezte. Szennyezettsége miatt abból ivóvíz előállítására nehézkes, költséges, ezért nem gyakorlat. Példaként említhető ennek kapcsán a múlt század 50-90-es éveinek a hígtrágya elhelyezése, újrahasznosítása az állattartó telepek környezetében. A túlzott ammónium dózis a talaj felső rétegeiben nitráttá oxidálódva a mélyebb rétegekbe szivárgott, messze a megengedett érték fölé emelve hatalmas területek talajvizeinek a nitrát tartalmát. Ezekben az évtizedekben elértük, hogy az ország mintegy három és félezer helységéből 600-800-at távolabbról szállított vezetékes ivóvízzel kellett ellátni.

Ezzel szemben az első vízzáró réteg alatt található vízrétegek szerves anyag és nitrát szennyezettsége gyakorlatilag már elhanyagolható. Ritkán jelent veszélyt a közvetlen felhasználása. Megjegyzendő azonban, hogy a szennyezés a nagyobb városok alatt már nagyobb mélységeket is elérhetett, amiért is a rétegvíz kivételek mélysége is jelentősen növekedett. A korábbi néhányszor tíz méterről mára az ezer méteres, vagy annál is mélyebb rétegekig. Felhasználhatóságát a fentiekén túl minden esetben a hőmérséklete és sótartalma is befolyásolja. Ha ezek túlzott értékek, ásványvízként vagy termálvízként kerülhetnek felhasználásra.

A rétegvizek kivétele a mélyebb karsztvíz kivételekhez hasonlóan fúrt kutakkal történik. Korábban a talaj-közeli víz kivételére építettek az emberek különböző átmérőjű és bélésanyaggal ellátott kisebb mélységű akna-kutakat, de ma ezek többnyire betongyűrű bélésűek és nem lakossági ivóvíz ellátásra, hanem egyéb vízigény biztosítására szolgálatosak. Természetesen a lakossági vízigényben az ilyen vizek betölthetik az öntözővíz, vagy a fürdő, mosó és WC öblítővíz feladatát is, de ekkor az ivóvizet egy szeparált vezetékről, vagy palackos vízből kell biztosítani. A nagyobb vízhozamot biztosító fúrt kutak mindig megfelelő szűrőköpennyel vannak ellátva, melynek a feladata a környező talaj finom részecskéinek a visszatartása, valamint a vízbeszűrődés, vízhozam lehetőségének a javítása. Mivel a vízkivétel kiépítése, a kút kitermelést megelőző fertőtlenítése egy külön szakma, ehelyütt azzal nem kívánunk foglalkozni, csupán szemléltetjük egy bélésű szűrőrétegének a kialakítását.

A rétegvizek a karsztvizekkel szemben ugyanakkor a nagyobb mélységekben oxigénhiányosak lehetnek. Ez ott a kis redoxpotenciál miatt vas és mangán redukciót, illetőleg beoldódást eredményez a vízbe. Ez a vizek kesernyés ízét eredményezi, ami kedvezőtlen. Ugyanilyen gond, hogy a levegőre kerülve a Fe^{2+} tartalmuk gyorsan oxidálódik ($\text{Fe}(\text{OH})_3$) csapadékot képezve, ami a vízben lebegő csapadékként, üledékként, edényfalra kiváló barna vas-III-hidroxid réteggé jelentkezik. A vas és mangán eltávolítása ezért a víz színe, zavarossága, íze (esztétikai élményhatása) miatt elengedhetetlen. A vas és mangán eltávolítása éppen a könnyű oxidálhatóságuk és kicsapódásuk, homokra, köfelületre történő gyors megkötődésük miatt viszonylag egyszerű. A vas a pH növekedésével egyre gyorsabban oxidálódik, míg a mangán oxidációja autokatalízis révén gyorsul be. Ezek egyetlen berendezésben is eltávolíthatók (Öllös, 1987).

Esetenként a rétegvizeknek lokálisan, vagy kiterjedtebb területen is lehet ammónium szennyezettsége 1-2 mg/l koncentrációban. Ez nem kedvező, amiért is az ammóniumot rendszerint ioncserével, vagy oxidációval távolítják el az ivóvízből. Sokkal nagyobb probléma ugyanakkor hazánkban elsősorban az üledékes alföldi területek, de számos más, hasonló kialakulású térség mélyebb rétegekből kitermelt vízének az arzén tartalma. Az arzén jelenleg előírt, 5 mikrogram/l koncentrációig történő eltávolításának a kiépítése komoly költséget jelent a hazai vízellátásban. Ez napjaink feladata. Valójában hasonló oxidációt jelent, mint a vasé és mangáné, de a keletkező arzén-hidroxid csapadék stabil visszatartása a vízből nehezebb, mert finom csapadékának a megkötéséhez jobb adszorbensre, szűrőanyagra van szükség. Az megfelelő vasoxid - aktív szén keverékkel ugyanakkor megfelelően megköthető.

Ezek a vizek éppen a nagyobb mélységből történő kitermelésük miatt melegebbek is. A mélységgel természetesen oldott szervesanyag sótartalmuk is nő, de ez nem jelent különösebb veszélyt, hiszen a karsztvizek összes sótartalma (szárazanyag) is 500-1000 mg/l között lakul. Ennél nagyobb oldott anyag tartalmú „ásványvizek” is nagyon egészségesek (mikrotápanyag tartalmuk, és gyógyhatásaik kapcsán). Ugyanakkor napjainkban a kis oldott anyag tartalmú (<500 mg összes oldott sótartalom literenként), forrásvizeknek címkézett rétegvizeknek is nagyon jó a piacuk, talán elsősorban a célirányos reklámtevékenység eredményeként (**1. ábra**). Az **1. ábra** kereskedelmi termékének az adatsorából ugyanakkor egyszerűen kiszámolható annak a kalcium, magnézium, összes kation, hidrogénkarbonát, összes anion tartalma is. Az összes anion és kation mennyiségnek azonosnak kell lenni, hibát az okozhat, hogy néhány komponenst a kisebb koncentrációja miatt nem tüntettek fel a termék címkéjén. Az vizek összes keménysége az összes kalcium és magnéziumtartalma milliekvivalensban, vagy például CaO egyenértékben megadva. Az utóbbit rendszerint valamilyen technikai egységben adják meg azután, amely lehet például a német keménységi fok (NK°), vagy francia keménységi fok (FK°) is. $1 \text{ NK}^\circ = 10 \text{ mg CaO egyenértékű } \text{Ca}^{2+} \text{ és } \text{Mg}^{2+} \text{ mennyiség } 1 \text{ l vízben}$. $1 \text{ FK}^\circ = 10 \text{ mg CaCO}_3 \text{ egyenértékű } \text{Ca}^{2+} \text{ és } \text{Mg}^{2+} \text{ mennyiség } 1000 \text{ ml vízben}$. Az összes keménységnek az a része, amely hidrogénkarbonáttal van egyensúlyban a változó keménység. Ez ugyanis a HCO_3^- kiforrálásakor CaCO_3 és MgCO_3 formájában (vízkő) ki tud csapódni a rendszerből,

megváltoztatva a keménységét, illetőleg teljes kicsapódásakor csak az úgynevezett állandó keménységet hagyva a vízben.

The image shows two water labels. The top one is for Aquarius, a natural mineral water from Coop, which is carbonated. It lists mineral content: bicarbonate (370.8 mg/l), calcium (41.86 mg/l), sodium (53 mg/l), magnesium (25.54 mg/l), and potassium (0.88 mg/l), with a total dissolved mineral content of 466.4 mg/l. The bottom label is for 'still natural mineral water' from NaturAqua. It lists mineral content: total dissolved mineral content (627 mg/l), calcium (82 mg/l), magnesium (41 mg/l), bicarbonate (327 mg/l), sulfate (108 mg/l), and sodium (18 mg/l). It also lists bicarbonate (708 mg/l), sodium (9 mg/l), calcium (102 mg/l), magnesium (37 mg/l), potassium (1 mg/l), chloride (6 mg/l), sulfate (10 mg/l), bicarbonate (519 mg/l), and a pH range of 7.4-8.2.

Aquarius
természetes ásványvíz

coop

Jót, jó áron!

Víznyerő hely:
2730 Albertirsa, Aquarius-kút

Palackozza: Aquarius-Aqua Kft.
2730 Albertirsa, II. kerület Homokréz
Telefon: 53/571-122

Forgalmazza: CO-OP Hungary Zrt.
1097 Budapest, Könyves Kálmán krt. 11/c

Hidrogén-karbonát	370,8 mg/l
Kalcium	41,86 mg/l
Nátrium	53 mg/l
Magnézium	25,54 mg/l
Kálium	0,88 mg/l
összes oldott ásványianyag	466,4mg/l

still
natural mineral water

Nem visszaváltható! Tárolás: száraz, hűvös helyen. Óvja napfénytől, erős szagoktól és vegyi anyagoktól! Palackozza: Coca-Cola HBC Magyarország Kft., 8790 Zalaszentgrót, Szív utca 17. Vízyerőhely: NaturAqua kút, Zalaszentgrót. A Coca-Cola Magyarország Szolgáltató Kft. engedélyével.

Összes oldott ásványianyag-tartalom: 627 mg/l

Kalcium: 82 mg/l

Magnézium: 41 mg/l

Hidrogén-karbonát: 327 mg/l

Szulfát: 108 mg/l

Nátrium: 18 mg/l

Vastalanítva. OGYFI szám: 413-3/2005

AZ ÜRES PALACKOT ÖSSZEPÉRSSELVE ÉS VISSZAZÁRVA HELYEZZE A MŰANYAG-HULLADÉK-GYŰJTŐBE. KÖSZÖNJÜNK!

Micsoda íz ez a víz, amit megkívánsz

Összetevők:

Összes ásványi anyag tartalom	708 mg/l
Nátrium (só) (Na ⁺)	9 mg/l
Kalcium (Ca ²⁺)	102 mg/l
Magnézium (Mg ²⁺)	37 mg/l
Kálium (K ⁺)	1 mg/l
Fluorid (Cl ⁻)	6 mg/l
Szulfát (SO ₄ ²⁻)	10 mg/l
Hidrogénkarbonát (HCO ₃ ⁻)	519 mg/l
PH érték	7,4-8,2

Az üres palackot összepérselve helyezze a hulladékgyűjtőbe! Köszönjük!

1. ábra Kereskedelmi forgalomban levő palackos víz információs adatai

Ennek megfelelően az Aquarius címkén megadott összetételű víz összes Ca²⁺ és Mg²⁺ koncentrációja mg ekvivalens mértékegységben átszámolva (41,86 mg Ca²⁺/l / (40/2 mg/l) + 25,5 mg Mg²⁺/l / (24/2 mg/mg/l) 2+2=2 milliekvivalens/l, tehát az összes keménysége 4 mekv. Ugyanezen víz HCO₃⁻ egyenérték koncentrációja 371 mg HCO₃⁻/l /61 mg HCO₃⁻/mekv= 6,1 mekv.

Ez lenne a víz változó keménysége, ha lenne abban annyi kalcium és magnézium. Ennyi mekv Ca^{2+} és Mg^{2+} mennyiség lenne kiforralható az adott vízből, de csak annyi forralható ki abból, amennyi benne van. Ez azt jelenti, hogy az összes keménység változó keménységként van az adott vízben, a két keménység tehát megegyezik.

Hogy mi tart egyensúlyt a többletben levő hidrogénkarbonáttal, az összes kation és anion egyenértékének az összehasonlításából állapíthatjuk meg. Láthatóan az adott esetben a Na^+ egyenérték koncentráció 53/23 csaknem kiadja a hiányzó mennyiséget. Ehhez jön még a kálium tartalomból adódó egyenérték, meg azok, amik nincsenek az összetételben megadva. Látható, hogy az összes ionkoncentráció sem egyezik az összes oldott ásványi anyag tartalommal ugyanezen okból.

Így az adott víz állandó keménysége nulla mekv, vagy NK° illetőleg FK° .

Hazánkban korábban elterjedt volt a német keménységi fok használata. Éppen ezért a mekv értékről történő átszámítását is célszerű ismerni. 10 mg CaO/l Ca^{2+} és Mg^{2+} egyenérték a CaO 56-os molekulásúlya miatt 0,1785 mmól, ami ennek a kétszerese, 0,359 mekv a kalcium két vegyértéke, vagy iontöltése következtében. Ez tehát 1 NK° . Az átszámításnál tehát a 0,36 mekv/ NK° illetőleg a 2,785 $\text{NK}^\circ/\text{mekv}$ értékeket kell használni. Ugyanígy a francia keménységi fok is átszámolható bármelyik bemutatott mérekegységbe. A hazai kemény karsztvizek csaknem 30 NK° összes keménységűek, míg a lágyabb rétegvizek keménysége rendszerint ennek a fele, vagy annál is kevesebb. Az ipari célra történő vízfelhasználásnál ugyanakkor számos esetben annak a keménységét 0,1 mekv alá kell csökkenteni, ami a Ca^{2+} és Mg^{2+} tartalom megfelelő kicsapatásával, ioncseréjével, vagy membránszűrésével (fordított ozmózis – RO) érhető el.

Hazánkban a talajvizek közé sorolják hazánkban a parti szűréssel nyert folyóvizeket is. Ezek ténylegesen egy vízszűrő talajrétegből kerülnek kivételre, hiszen a folyópart többnyire homokos talajból kiépült szűrő. Abban a talajvíz általában a környezetből a folyóba szivárog, de fordított irányban ez a parti szűrésű folyóvíz kivétel. Valamilyen folyópart menti vízgyűjtőn keresztül kerül az ilyen szűrt víz a vízelosztó hálózatba. Ilyen vízgyűjtő megoldás látta el korábban a főváros nagy részét ivóvízzel. A nagy szűrőfelület, vagy szűrőtömeg, s annak a kis biológiai terhelése miatt az ilyen víz megfelelően tiszta, hogy a karsztvízhez hasonlóan, előkezelés nélkül kerülhessen fogyasztásra. Más kérdés, hogy a folyó mellett a parti szűrést (galéria) a város fölötti szakaszon volt célszerű kiépíteni, ahol a folyóvíz eleve tisztább, nem terhelte azt még a város szennyezése. Idővel azonban ez a lehetőség szűkössé vált, s szükségessé vált a folyóból közvetlenül is venni ki vizet, s megfelelően megtisztítani azt a lakosság vízellátására.

Élővíz kivétel és tisztítás.

Számos település vízellátása napjainkban a fenti vízforrásokból megoldhatatlan, vagy csak részlegesen biztosítható, mint a fővárosé, számos nagyobb folyóparti városé és a nyári időszakban a Balaton környezetének az üdülő lakosságáé is. Ezeknél felhasználható az állóvizek és folyók megfelelően előtisztított vize is a vezetékes vízellátásra. Természetesen a tisztítás ilyenkor bonyolultabb, mint egy egyszerű vas- és mangántalanítás, vagy ammónium és arzénmentesítés. A vízből a lebegő anyagai mellett az oldott, többnyire biológiailag nehezen bontható, egészségre káros szerves komponenseit is el kell távolítani. Az utóbbi kémiai, többnyire ózonos oxidációt is igényelhet. Ez történhet szimultán is a koagulációval, de meg is előzheti azt. Gyakori a kisebb szennyezettség esetén az ózon helyett a kálium-permanganát használata is. Sajnos az oxidációk termékei kisebb szerves molekulák, az ózonos oxidáció végterméke ecetsav. Az utóbbi az emberre ugyan nem veszélyes, a vízellátó rendszerbe bekerülő mikroorganizmusok szaporodásához ugyanakkor tápanyag.

A finom kolloid méretű lebegőanyagok koagulációjához, eltávolításhoz felhasznált alumíniumsókból (alumínium-szulfát, poli-alumínium-klorid – PAC) keletkező finom hidroxid pelyhekhez tapadó egyéb kolloid részecskéket előbb ülepitéssel (derítés), majd egy befejező gyors homokszűréssel kell eltávolítani a vízből. A nyersvizek kémiai oxidációját követően aktívszenes szűrésre is szükség lehet. Azt a gyors homokszűréshez hasonló töltött tornyokban valósítják meg a szűrő, vagy adszorbensrétegek ciklikus visszamosásával, öblítésével. (Kárpáti, 1998). Ilyen komplex tisztítás történik a csepeli vízműben, amely dél-Pest vízellátásához járul hozzá döntő részben.

Fertőtlenítés és vezetékes vízellátás.

Mindenféle alapanyagból előállított víz esetében az utólagos klórozás (klórdioxid) biztonsági okokból válhat szükségessé. Az oxigént is szállító vízvezeték rendszerben az gátolja a mikroorganizmusok szaporodását, s ezáltal esetleges szennyezőanyag termelését, vagy annak a fertőző hatását. Minden lakossági vízellátó rendszerhez szükségszerűen tartozik egy megfelelő méretű víztároló rendszer is, elsősorban a fogyasztás egyenetlenségeinek a kompenzálására. A biztonsági fertőtlenítés ennek az egészséges állapotát is biztosítani hivatott. Az ilyen klórozás 0,2-0,5 mg/l szabad klórtartalmat jelenthet annak a bekeverési pontján. Sajnos az ivóvízben sem a maradék klór, sem annak a szerves anyagokkal képzett reakciótermékei nem egészségesek. Ennek az eltávolítására azonban már csak a fogyasztás helyén van lehetőség, ami nem a vízellátó, hanem a fogyasztó feladatát képezi. Erre az ivóvíz szolgáltatójának a garanciális kötelezettségei már nem terjednek ki (Kárpáti, 1998).

A lakosság ennek megfelelően a részére szolgáltatott ivóvizet (pontosabban annak a közvetlen fogyasztásra, főzésre használt részét) különböző előkezeléseknek vetheti alá a fogyasztást megelőzően. Lehet ez a lebegőanyagok szűrése (vezetékiszap kihordásának a vízből történő eltávolítására), cinkötvözettel történő deklórozás, aktív szén szerves anyag adszorpció, de lehet akár sómentesítés is fordított ozmózissal (és visszasózás az egészségre kedvezőbb sótartalom beállítása érdekében). A forgalmazók nagyon sok ilyen házi víztisztító berendezést reklámoznak, ami elektronikusan elérhető, ezért nincs értelme egyik típusuk bemutatásának sem.

Ezek a berendezések nem jelentenek egyértelműen nagyobb biztonságot a fogyasztó részére, hiszen a vízben levő mikroorganizmusokat csak a membránok szűrik ki egyértelműen. Azok sem ölik azonban ki azokat a vízből. Megtelepedve az egyszerűbb szűrőkön könnyen elképzelhető időszakos átjutásuk, vagy a membránoknál a lebontási termékekkel történő továbbszennyezés. Ilyen értelemben akár bakteriális szennyezők is lehetnek. Használatuk ezért erősen megfontolandó, hiszen működésük ellenőrzésére a fogyasztónak nincs módja. Az ellenőrzés a gyártó által javasolt kezelt vízmennyiséget követő szűrőcserével, membrántisztítással lehetséges csupán. Mivel ez költség, a felhasználó hajlamos lehet megfélekedni arról, így tulajdonképpen nem hasznot, hanem kárt okoz magának. Az RO berendezés gyakorlatilag sótalaitást is végez, ami egyáltalán nem jelent előnyt a felhasználónak. A gyártók, forgalmazók ezért rendszerint a visszasózásra további költséggel is terhelik a felhasználót.

Gyakran alkalmazott az ivó és főzővízen túli vizek lágyítása is megfelelő vegyszerekkel (trisó, stb.), speciális mágneses és elektromos vízkezelő berendezésekkel. Az utóbbiak napjainkban fétiszált változatai az egészségvédelemben, gyógyászatban is felhasználásra kerülnek.

Ipari vízhasználatok – lakossági fűtővíz előállítás.

Ipari vízfelhasználásnál a vízlágyítás (Ca^{2+} és Mg^{2+} eltávolítása) lehet az első feladat, amit korábban vegyszeres kezeléssel (csapadékos eljárások – mész-szódás vízlágyítás) biztosítottak,

ma teljesen általánosan ioncserével oldanak meg. Szigorúbb vízminőség igény esetén a sótalánítás a következő feladat, amihez a fordított ozmózis a megoldás. Az ioncsere a regeneráló oldattal valójában további vízszennyezést, vízterhelést jelent a szennyvíz befogadójánál, míg a fordított ozmózis csak a szűrőmembrán tisztításához használt kis mennyiségű vegyszerrel jelent további vízszennyezést ugyanott.

Ha az így somentsített vizet gőzkazánban akarják felhasználni, a kis sótartalom miatt annak a széndioxid és oxigéntartalmát is el kell távolítani, mert azok a felhasználás körülményei között rendkívül agresszívak és a berendezések, elsősorban kazáncsővek igen gyors korrózióját eredményezik. Az utóbbi két komponens nyomainak az eltávolítása a víz forráspontján történő kiforralással lehetséges.

Hivatkozások:

Öllős, G. (1987) K+F eredmények – Vízellátás, VIZDOK, Budapest, 1987

Kárpáti, Á. (1998) Vízgyártás – vízkezelés. Oktatási segédlet, Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Intézet, Veszprém, pp. 128.

Kiegészítő ismeretanyag:

Forrásfoglalás, vízkivételek, kutak, szűrőzés, átmeneti tározóba gyűjtés, vízelosztás.

Felszíni vízkivétel és kezelés, balatonfüredi vízmű, csepeli vízmű, víztározás a Gellért-hegy alatt.

Kapcsolódó példa, kérdések:

Adott térség lakossága vízigényének számítása: Számolja ki mennyi szennyvíz várható annál a 15 ezer lakosú városnál, ahol az átlagos fajlagos vízfogyasztás 115 liter/főxd, és a lakosság 85 %-a csatornázott házakban él és szennyvize be is van kötve a közcsatornába!

Vas és mangántalanítás oxidálószer igényének számítása a fentebb megadott forrásmunkák alapján.

Ioncsere tervezése ipari vízszolgáltatónál – vegyszerigény számítása.

Biztonsági klórozás vegyszerigényének számítása lakossági ivóvízellátásra.

2. Ivóvíz szennyeződése a vízhasználatok során.

Tágabb értelemben szennyvíznek tekinthető minden szennyezett víz. Napjainkban a szennyvizek fő forrása ugyanakkor a lakosság (lakásokban, intézményekben, üzemekben keletkező technológiai szennyvizek, valamint az azokban keletkező, úgynevezett szociális szennyvíz). Jelentős szennyvízforrás az iparosított mezőgazdaság településekre építkezett termék-feldolgozása. Ezzel szemben az állattartás, sertés és marhatartás –üzemesített hizlalás-hígrágya termelése ritkán kerül be a lakossági szennyvízbe. A lakosság táplálkozási maradéka, vizelete és széklete ma csaknem teljes mennyiségében a szennyvízbe kerül, fertőzésveszélyt, potenciális betegségforrást jelentve az emberiségre a vízzel terjedő betegségek vonatkozásában. A nagyobb városokban a csatornázottság általában 90 % feletti, míg a szennyvizek tisztítása országos átlagban ma még csak 75 % körül van

A lakossági szennyvíz összetételénél fogva egy 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 szaporodáshoz. Számos ipari szennyvízből az élő szervezetek azonban többnyire hiányoznak, vagy csak kis részarányban vannak jelen bennük. Szennyezőanyagaik ugyanakkor elvileg a megfelelő mikroorganizmusokkal többé-kevésbé hasznosíthatók, pontosabban a szennyvízből eltávolíthatók. Az ilyen szennyvizek ugyanakkor ezen szervezetek elszaporodására csak megfelelő előkezelés után alkalmaak.

A lakosság vízhasználata, szennyvizei (Kárpáti, 2011)

A lakossági szennyvizek nagyon sokféle egyedi vegyületet és különböző vegyületcsoportokba tartozó komponenst tartalmaznak. Az emberek által elfogyasztott tápanyag eredeti szerves anyag tartalmának mintegy a harmada kerül többé-kevésbé átalakított formában a szennyvizébe. A különböző energiatartalmú és hasznosíthatóságú tápanyagok, mint a szénhidrát (cukor, keményítő és rostanyag), fehérje és zsír a szervezetben eltérő mértékben alakulnak át, kerülnek ki abból a kiválasztási maradékokkal. Végül a részleges lebomlási termékeik és kiválasztási maradékaik, s a nehezen, vagy a szervezetben egyáltalán nem bontható rostanyagok kerülnek a szennyvízbe. Energiatartalmát illetően ez az elfogyasztott anyagénak csak a negyede körül van. Ezen túl ugyanoda kerül a táplálékok lakásokon belüli előkészítése során keletkező vízbe oldódó, diszpergálódó, emulgeálódó anyagrész is az utóbbit elősegítő mosó, tisztítószerrel egyetemben. Napjainkban a sütőolaj szeparált gyűjtésére és feldolgozására irányuló törekvés valamelyest csökkentette a szennyvizek olaj és zsírtartalmát.

Száraz időben a lakossági szennyvíz gyakorlatilag csak a lakosság öblítő (szállító) folyadékkal eltávolított hulladékait tartalmazza. Ez a háztartásokból a toailettek öblítéséből, a fürdésből, zuhanyozásból, kézmosásból, tisztálkodásból, főzésből, valamint az edények mosogatásából származik. Sűrűn betelepült térségekből ezeket a lakossági szennyvizeket a gyűjtésükre, szállításukra kiépített közcsatornán juttatják el a településeken kívül épített szennyvíztisztítóba (higiénés biztonság). Ebbe a közcsatornába került helyenként bevezetésre (egyesített csatornarendszer) a tetőkről, utcákról elfolyó csapadékvíz is. Ma már a tisztítók hidraulikai terhelésének a csökkentésére általános a szétválasztott csatornarendszerek építése, ahol az alig szennyezett csapadékvizeket nem tisztítják a szennyvíztisztítóban.

A tisztítóba érkező folyadékáramot rendszerint minden szennyvíztisztítóban mérik. 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 közcsatorna 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 összetevői (becsült értékek)

--	
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	20 - 40
Tisztálkodás és mosdás vizei	10 - 15
Fürdés, zuhanyzás	10 - 60
Mosás, fürdés és zuhanyzás szennyvizei	20 - 40

Európában általában a 120-150 l/fő nap az átlagos lakossági vízfogyasztás. Szegényebb, fejletlenebb országokban az ennél is kisebb, a gazdagabbakban ennek a többszöröse vízfelhasználás is jellemző lehet. A nagyobb városokban az ipari tevékenység ugyanakkor ezt a fajlagos vízmennyiséget jelentősen megnövelheti.

A szennyvízhozam változása a nap 24 órájában is jellemző, két maximummal rendelkező tendenciát mutat (diurnális jelleg). A délelőtti órákban és a kora délutáni órákban jelentkezik a lakosságnál a csúcspont. Éjszaka minimális fogyasztás a jellemző, amit a három műszakos vízfelhasználó üzemek kompenzálhatnak valamelyest. Az ingadozás mindig függ a település méretétől, valamint a településben lévő ipari üzemek vízfelhasználásától. Egyes iparban üzemek a hétvégeken nincs munka, így nem is keletkezik szennyvíz. A lakosság oldaláról ugyanakkor a hétvégek általános takarítási, mosási időszaka egy megnövelt szennyvízhozamot eredményez.

A lakóházak szennyvizein túl a közcatornába kerülnek a közintézmények hasonló szennyvizei is. Ezek a szállodák, éttermek, bárok szennyvizei, melyek a lakossági szennyvíztisztítóra semmilyen veszélyt nem jelentenek. Az éttermek, kifőzdék esetében általában zsírfogó beépítésére is sor kerül, melyek a nagyobb, durvább zsír-részeket nem engedik a közcatornába. Belőlük a felúszott, zsíros részt időszakosan letávolítják, kiszippantják, s elkülönítetten szállítják el. Ezek további feldolgozása például történhet anaerob iszaprothasztókban, vagy akár komposztálásnál is. A kórházakból származó szennyvizek nagyobb koncentrációban tartalmazhatnak fertőtlenítő-szereket, gyakran klór és jód tartalmú anyagokat is. Esetükben elvileg a fertőzésveszély is fennáll, a gyakorlat azonban éppen a szigorú fertőtlenítés eredményeként nem azt bizonyítja.

A lakosság napi szennyvízterhelése a már említett helyi szokások, adottságok figyelembevételével viszonylag jól behatárolható. Ezt megfelelő paraméterekkel jellemezhetjük, mint a szennyvízbe kerülő szerves anyagok kémiai oxigénigénye (KOI), biológiai oxigénigénye (BOI), a szennyvízben megjelenő redukált nitrogén (ammónium és szerves anyag (ammónium-N, illetve TKN -ammónium-N + szerves-N), valamint az orto-, és összes-foszfát tartalom. Elvileg a lakosság kénszennyezésével is számolni kellene, ami fejenként napi egy gramm körül van, de a gyakorlatban ennek nincs értelme. Esetenként a lakossági ivóvízzel szulfát formájában annál lényegesen több kén kerül a szennyvízbe. A lakosság vízterhelését szennyvíz-koncentrációvá átszámolva majd a következő fejezetekben pontosítjuk. Megjegyezzük azonban, hogy ezt a szennyezettséget kell a tisztítással a mindenkori határértékek alá csökkenteni befogadónk védelme érdekében. A szennyvízbe kerülő

szennyezések azonban magával a vízzel együtt, egyidejűleg energiát is képviselnek. A víz hőtartalmát és közelítőleg a lakosság által elfogyasztott, élelmiszerekben levő energia egynegyedét. A lakossági szennyvíz és a belőle keletkező szennyvíziszap ezért nyersanyag és energiaforrás is, ami az optimális kezelését, hasznosítását mindenképpen szükségessé teszi. Ugyanez elmondható a víz növényi tápanyag tartalmáról (N és P), melynek nagy része ma még veszendőbe megy a tisztítás során. Csak az iszapba, vagy az abból készített komposztba kerülő rész hasznosul, ha hasznosul. Fontos ugyanakkor megjegyezni, hogy 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, 2002).

A lakossági szennyvízcsatorna rendszerek esetében az esőzések, valamint a hóolvadás jelentős vízhozam növekedést eredményezhetnek. A csapadék csak az első negyedórájában mos be számottevő felszíni szennyezést a szennyvízcsatorna rendszerbe. Az esővizek által okozott vízhozam növekedés ugyanakkor jelentős és nagyon hektikus lehet az esővíz szennyvízcsatornába vezetése és összegyülekezése függvényében. Az átlagos vízhozam többszörösét is eredményezheti. Ezt biztonságos tervezéssel, esővíz-tározás kiépítésével lehet kivédeni. A település szerkezete természetesen szükségessé teheti, hogy a szennyvizet közcsatornán távolabbi településekről, vagy azok úgynevezett derítő medencéiből a központi tisztítótelepre szállítsák. Hasonlóan a szennyvíztisztítóba kerülhet az üdülőhelyekről, az időszakosan használt toalették (vegyszeres toalették is) összegyűjtött szennyvize is. Származhat az a kempingekből, egyedi lakóegységekből vagy lakókocsikból is.

Ipari vízhasználat – élelmiszer feldolgozás.

A közcsatornába kerülhetnek a fenti, lakossági szennyvizek mellett olyan iparágak szennyvizei is, amelyek biológiailag bonthatók, így semmilyen veszélyt nem jelentenek a lakossági szennyvíztisztítóra (például az élelmiszer –tej, hús- és gyümölcs, konzerviparok szennyvizei). Az utóbbiak azonban rendkívül változó összetételűek lehetnek, ami tisztítás szempontjából okozhat bonyodalmakat. A tej és húsipar (állati-eledelek gyártás) szennyvizei jelentős részarányban tartalmaznak lebegőanyagokat, elsősorban durvább zsír és fehérje részeket. Ezek a méretük miatt is problémát jelentenek a biológiai lebontásnál (mikroorganizmusok hozzáférése), amiért célszerű olcsóbb fizikai-kémiai szeparációval eltávolítani a szennyvízből, biológiailag nem oxidálni, hanem közvetlenül felhasználni energiatermelésre egy anaerob rothasztóban.

A kicsapatás (vegyszeres kezelés) ugyanakkor a szennyvíz foszfor tartalmának döntő részét is eltávolítja, tehát szükség esetén az azt követő biológiai tisztítás foszfor igényét utólagos adagolással kell biztosítani. Ugyanílyen tápanyag adagolásra van szükség a bor, sör, szeszipar, üdítőanyag, gyümölcskoncentrátum (almalé-) gyártás szennyvizeinél, melyek biológiailag könnyen hasznosítható szénhidrátokban igen gazdagok, fehérje (nitrogén tartalom) ugyanakkor kevés van bennük. Ezeknél így a heterotrof biomassza kiépítéséhez szükséges KOI:N:P arány nincs megfelelően biztosítva a nyers, vagy vegyszeresen előkezelt szennyvizekben.

Az ilyen előkezelés, illetőleg tápanyagarány beállítás után az élelmiszeripari szennyvizek szeparált biológiai tisztítása közepes terhelésű szerves anyag eltávolítási eleveniszapos technológiával történhet. Akkor lehet csupán komplikáció, ha az adott tápanyagaránynál a nitrogén mennyisége kerül feleslegbe. Ilyenek az állati tetemek, maradékok (ATEV) feldolgozásának a szennyvizei, ahol az alapanyag hőkezeléssel történő sterilizálásánál (130 °C), főzésnél keletkező kondenzvizek igen nagy (2-4 g/l) ammónium koncentrációval kerülnek a szennyvízbe. Ezeknél nitrifikáció/denitrifikáció is szükséges, ami közepes biológiai terhelésnél nem, csak kis iszapterhelésnél távolítható el. Az utóbbi időben a kondenzvizek szeparált,

speciális biológiai kezelésével (anaerob ammónium oxidáció – ANAMMOX) azonban ez a probléma is megoldódni látszik.

A szeszipar szennyvize külön kérdés, hiszen az nagyon sok lebegő szerves anyagot tartalmaz, ami sokféle célra, többek között hőhasznosításra is alkalmas. Ezt az anyagot ugyanakkor a nagy sótartalma miatt bepárlás és szárítás után természetbarát útsózó anyagként is hasznosították egy ideig. A sótartalom mindegyik szennyvízben problémát jelent, elsősorban a tisztított vízének az újrahasznosítása vonatkozásában. A növényzet öntözésére csak kis sótartalmú vizek jöhetnek szóba. Ezért nem lehet például a termálvizekkel sem öntözni.

A jó biológiai feldolgozhatóság ellenére fontos lehet ezeknél a szennyvizeknél az előtisztítás hatásának megítélése, amit csakis kísérletekkel lehet pontosítani. A gyakorlatban ugyan a flotálással történő fázisszeparáció az általános, laboratóriumban azonban elegendő egy ülepitéssel történő modellkísérlettel. A tisztítás vizsgálatával lehet így behatárolni a szükséges vegyszerdózis igényt, az előtisztított víz minőségét, s a keletkező iszap tömegét, vízteleníthetőségét. A biológiai befejező tisztítás tápanyagegyensúlyához szükséges makrotápanyag mennyisége is az előtisztított víz jellemzői alapján számolható ki. Emellett számos esetben az egyoldalú szennyezőanyag következtében szükséges lehet mikrotápanyagok adagolására is. Ezek elsősorban az egészséges iszapszerkezet kialakításához szükségesek. A jól ülepedő, és jó szűrőhatású iszap az eleveniszapos szennyvíztisztítás jó hatásfokának alapkövetelménye.

Egyéb iparágak ilyen szennyvíz kibocsátásai már veszélyesebbek lehetnek biológiailag bonthatatlan, netán toxikus anyag tartalmuk miatt. Ezek káros hatásai ellen védeni kell a közcsatornát és a szennyvíztisztítót. A tisztítók kisebb lemergeződésekor is jelentősen csökkenhet azokban az ammónia oxidációja (nitrifikáció). A korlátozó határértéket ezért nagyon sokféle szerves vagy szervesetlen komponensre rögzítettek valamennyi ország szabványrendszerében. 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. Az említett veszélyes anyagokat szennyvízbe juttató vállalatoknak szennyvizeiket ezért speciális 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 vízszennyező anyagokat kibocsátó iparágak vagy üzemek (Koppe és társai, 1999):

- erőművek, energiatermelés, bányászat, szén és ásványérc előkészítés, feldolgozás,
- fémek előállítása, megmunkálása, felületkezelés, nem fémes felületek kikészítése,
- szervesetlen vegyipar, savak, lúgok, sók előállítása, alkáli-elektrolízis, műtrágya gyártása, szervesetlen festékek gyártása, félvezető gyártás,
- szerves vegyipar, szerves festékek gyártása, műszálgyártás, robbanóanyagok gyártása, papír-, bőripar, gyógyszer, növényvédőszer, detergens, ragasztóanyag gyártás, kozmetikumok gyártása,
- ásványi és szintetikus olajok gyártása.

A fémfelületek kezelését végző üzemeknél különösen fontos a biológiára veszélyes cianidos szennyvizek előtisztítása, kármentesítése. 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. Ugyanez igaz a fotóüzletekre, de a fogorvosi praxisra is az amalgámhasználat, illetőleg higanytartalma miatt. Hasonlóan korlátozott a gépjárműipar két nagymennyiségben fogyó segédanyagának, a kenőolajnak és a fagyálló folyadéknak a szennyvizetekbe vezetése. Az első elkülönítése, feldolgozása általánosnak tekinthető. A fagyálló folyadéknál ez már nem ennyire egyértelmű, bár szervezett gyűjtése és szeparált feldolgozása elvileg biztosított. Hasonló problémával küszködik a légiforgalom a jégmentesítő folyadékaival. Ez utóbbi koncentrált etilén vagy propilénlikol, melyet a mikroorganizmusok le tudnak ugyan bontani, de nagy koncentrációjuk és átmeneti lebomlási termékeik miatt jelentenek a veszélyt tisztításra. Megfelelő hígításuk esetén a tisztításnál nem jelentenek problémát.

Veszélyes, részben lakossági eredetű szennyvízforrás lehet a különböző hulladéktárolók talajba szivárgó csurgalékvize is. Ez származhat lakosság vagy ipar szilárd hulladékából, de akár az ivóvíz előkészítésnél keletkező iszapokból vagy szennyvíztisztításnál keletkezett iszapokból is. Előtisztításuk igen összetett, mert nehezen bontható szerves szennyezéseket és a hulladékból kioldott nehézfémeket is tartalmaznak.

Talajvíz infiltráció a csatornarendszerbe

Kellemetlen összetevője a lakossági szennyvizeteknek 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 jelenthet számottevő nitrát mennyiséget is, ami a közcsatornában kimondottan kedvező hatású is lehet a csatornaiszap berothadásának a csökkentésével, hiszen ott a nitrát oxigénforrás. A vízbeszűrődés egyébként hígító hatású, ugyanakkor növeli a tisztító hidraulikai terhelését. Ez akár másfél-kétszeresére is növekedhet így, mint például az előregedett nagykanizsai szennyvízgyűjtő rendszerénél.

Biológiai szennyezőanyag átalakulás és hatásai a szennyvízgyűjtésnél

A lakosság szennyvízgyűjtő rendszerének a típusa, egyesített vagy elválasztott jellege, a csatorna lejtése (minimálisan 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 kiüledés 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 detergens 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, anyagcsere folyamatai vonalán nagy mennyiségű szabad enzim és lebegő mikroorganizmus kerül a közcsatornába, illetőleg a szennyvízbe és abban megfelelő biokémiai átalakulásokat is eredményez.

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 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 víztereiben.

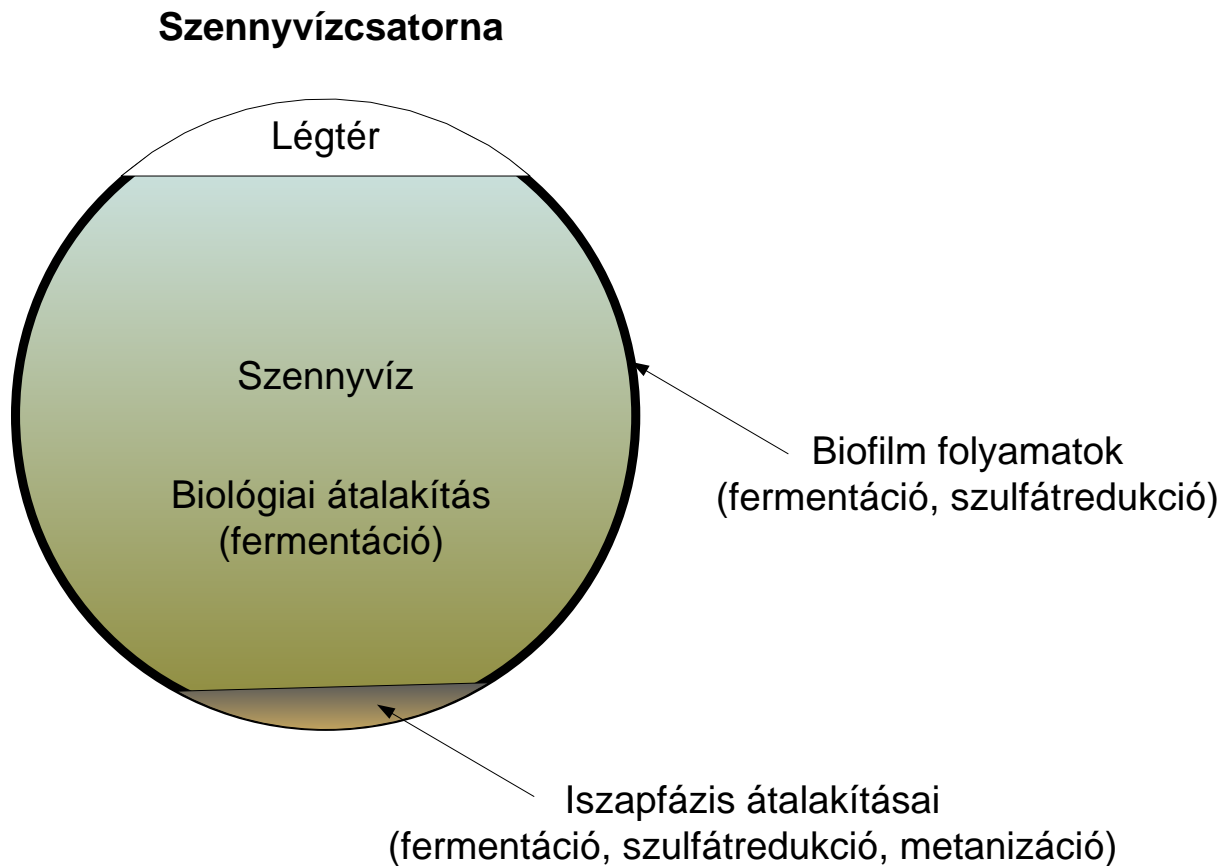
Az aerob respiráció során a szerves molekulák az oxigénnel víz, széndioxid és szervesetlen anyagok keletkezése közben bomlanak le. A szerves szén széndioxiddá alakul, miközben a vizes fázisból gázfázisba kerül. Az oxidáció sebessége oldott oxigén bősége esetén is igen eltérő lehet a szennyvízben, a heterotróf baktériumok koncentrációja és aktivitása, valamint a szennyvíz szerves anyagainak biológiai lebonthatósága függvényében. Az oxigénfelvétel sebességét 2-20 mg O₂/l h a közcsatornában (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 először kerülnek felhasználásra. 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 anyagcseréje 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. Ekkor a szulfátból szulfid keletkezik. Szulfát hiányában a metanogén baktériumok a kis molekulatömegű illó savakat hasznosíthatják energianyerésre, hidrolízisre, majd 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 bekövetkezhet. 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. 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.

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 kénhidrogén elsősorban a nitrifikáló mikroorganizmusokra mérgező. A kén oxidáló/redukáló

mikroorganizmusok oxigén jelenlétében (levegőztetett homokfogó, előlevegőztető) minimális oxigénellátottságnál is gyorsan szulfáttá oxidálják a kénhidrogént, megszüntetve a mérgezést a további tisztításnál. A szennyező anyagok teljes biológiai átalakítása, majd eltávolítása a szennyvízből azonban végül is a szennyvíztisztítóban következik be.

Hivatkozások:

- 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.
- 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 Intézet, pp. 97.
- Kárpáti, Á. (2011) Vízgazdálkodás – szennyvíztisztítás. Szerk. Domokos, E. Környezetmérnöki Tudástár. 10 kötet. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 241.
- Koppe, P. - Stozek, A. - Neitzel, V. (1999) Municipal sewage and sewage sludge In. "Wastewater Treatment" Ed. by Rehm, H. J. and Reed G.: Biotechnology, V. 11a. p. 337-348
- Matos, J.S. and de Sousa, E.R. (1996) Prediction of dissolved oxygen concentration along sanitary sewers. Water Sci. Technol. 34(5-6), 525-532.
- Hvitved-Jacobsen, T., Vollertsen, J. and Nielsen, P.H. (1998a) A process and model concept for 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.

Példák és kérdések:

Közcsatorna berothadás kalcium-nitrátos csökkentésének tervezése: mekkora CaNO_3 dózis szükséges a szulfid elemi kénig történő oxidációjához a közcsatorna adott pontjára számolva, ha ott a vízhozam átlagosan 20000 lakosegyenértéknyi 120 l/d fajlagos értékkel, s ugyanakkor a szennyvízben a szulfid koncentrációja 10 mg/l.

Almalé koncentrátumot előállító üzem szennyvize napi 700 m³. Átlagos KOI, TKN és TP koncentrációi - 5000, 20 és 15 mg/l. Megfelel-e ez közvetlen biológiai tisztításra, illetőleg miből mennyit kell adagolni a kedvező tápanyagegyensúly beállításához.

Tejüzemi szennyvíz tápanyag egyensúlyának számítása 2 %-os tejemulzónak feltételezve a szennyvizet. Ugyanez számítandó fizikai kémiai előtisztítás utáni elfolyóvízre, amelyből már a zsír (2,8 %) teljes mennyisége, fehérje tartalmának (4,5 %) pedig a 80 %-a kicsapatásra és visszatartásra került. A tej laktóz tartalma 5,5 %. A tejszír tömegfajlagos KOI-je 3,2, a fehérjéé 2,2, a laktózé illetőleg tejsavé 1,1.

3. Lakossági és ipari szennyvizek, koncentrációik, tisztítási előírásaik

A lakosságot a gyakorlatban az ember és környezetének higiénés igényei kényszerítették a szennyvizek rendezett elvezetésére, majd tisztítására. A szennyvíz közcsatornán történő elvezetése kétszáz, tisztítása száz szteneje vált iparszerűvé. A tisztítás első próbálkozásai fizikai módszerekkel, ülepítéssel történtek, holott a természet, a vizek öntisztulása egyértelműen mutatta a követendő biológiai tisztítási utat. Az elmúlt század kezdetéig a biológiai módszerek nem kerültek bevetésre. A múlt század elejétől kezdődött csak meg a biológiai módszerek rohamos fejlődése a csepegtetőtestekkel, valamint az eleveniszapos medencékkel. Az eleveniszapos és biofilmes megoldások mikrobiológiai ismeretei ezek tapasztalatain alakultak ki és váltak meghatározóvá napjaink gyakorlatában.

A tisztítóba befolyó szennyvíz sok idegen tárgyat is magával hozhat, melyeket a tisztító műtárgyainak, berendezéseinek a védelme érdekében abból előzetesen el kell távolítani, mert azok technológiai sor legkülönbözőbb elemeit károsíthatják. Ezeket a köcsapda, a durva, majd finomabb rácsok, szűrők, valamint a homok és zsírfogó műtárgyak távolítják el. A tisztítóba érkező szennyvizet a telepen valamilyen föld feletti műtárgyban fogadják, ahol a durva szűrése is megtörténhet valamilyen ráccsal. Innen történik a szennyvíz szivattyúval történő felemelése arra a szintre, ahonnan gravitációsan folyhat végig a különböző műtárgyakon.

Az átemelésnél mindig kell a tartálékkapacitásnak lennie, hogy a nagyobb esőzések esetén érkező hatalmas vízmennyiségeket is ki tudja szivattyúzni a csatornarendszerekből. Egyébként visszadugulás következik be, aminek az eredménye a szennyvíz kiömlése a csatornaszemeken. A szennyvízáttemelés után finomabb rácsos szűrés lehetséges, majd a zsír és homokfogás következik a hagyományos telepeken. A homok a koptatja a szivattyúkat, csővezetéseket, üzemzavart okozhat a lerakódásával, besűrűsödésével, cementálódásával a minimálisan kevert térrészekben. Egy ülepítőben ez akár az iszapkotró híd mozgását is megakadályozhatja, durva deformációját eredményezheti. A homokfogóban (<0,1 mm átmérőjű homokszemcsék ülepítője) a folyadék-áramlási sebességét 0,1 m/s alá csökkentve a 0,1 mm átmérőjűnél nagyobb homokszemcsék kiülepedhetnek. Ugyanebben a berendezésben megfelelő levegő befúvással (flotálás) a víznél kisebb fajtsúlyú, hidrofób, összetapadásra hajlamos zsíros lebegő részek is elválaszthatók. A centrifugális homokfogók a homokot hatékonyan el tudják távolítani kisebb méretben is, de azokban nincs zsíreltávolítás. Mindegyik homokfogó típusban a homok eltávolítása valamiképpen a fenékről történik. A hosszanti homokfogók a zsír lefölezését terelőlemezzel egyszerűen lehetővé teszik. A centrifugális homokfogónál a nagyobb áramlási sebesség miatt a zsírrészek nem úsznak fel a folyadékfelszínre.

A szennyvizek átlagos koncentrációjáról csak ilyen előkezelések után szokásos beszélni. Pontosabban a biológiai tisztító terhelése még az így számított értéknél is kisebb lehet, ha a homokfogó után előülepítő is van, melyben mintegy 1 órás tartózkodási idő esetén a víz lebegőanyag tartalmának a 60 %-a, KOI-jének és BOI-jének pedig a 30 %-a visszatartható a primer iszapba. Ekkor azonban a nitrogénterhelés csak 10 %-ot csökken. Számos kisebb, vagy közepes méretű tisztítónál éppen ezért nem történik előülepítés a denitrifikáció jobb szerves tápanyag ellátásának biztosítása céljából. Hazánkban az élelmiszerfeldolgozó ipar hanyatlása eredményeként a lakossági szennyvizek KOI/TKN aránya az utóbbi években nagymértékben csökkent (Kárpáti et al, 2011)

A közcsatornába (lakossági szennyvizekbe) kerülő átlagos szennyezőanyag mennyiségek

A tisztítóba érkező szennyvíz szennyezőinek azonban a fenti előkezelést követően is, jelentős hányada nem oldott, hanem darabos, formált állapotú. Ez lehet ülepedésre, vagy felúszásra

hajlamos, esetleg a vízéhez igen közeli fajsúlyú lebegő anyag. Hogy mennyi a lebegőanyag tartalma 0,45 mikronos szűrőssel lehet meghatározni. Ami az ilyen szűrőn fennmaradó részt lebegőnek, az átmenő finom kolloid részt oldottnak tekintjük.

A Lebegőanyag tartalomhoz hasonlóan kimérhető a szerves anyag tartalom kémiai oxidációval (bikromáttal oxidálható szerves anyag - KOI), valamint a biológiailag oxidációjához, asszimilációjához szükséges oxigénigénnyel. Általánosan elfogadott az utóbbi tekintetében az öt napos BOI, azaz BOI₅, ami közelítőleg a KOI-nek, tehát a teljes oxidáció oxigénigényének a kétharmada szokott lenni. A BOI₅/KOI arány azonban éppen a közcsatornában történő átalakulások, illetőleg az ipari szennyvizek hatására lehet ennél kisebb, akár 0,5 körüli érték is. Ez a közcsatornában bekövetkezett hidrolízis mértékét is jellemzi.

A szerves anyag mellett fontos tudnunk egy szennyvíz ammónium-N és szerves-N tartalmát. Az első teljes mértékben, az utóbbi döntő hányadában ugyancsak a mikroorganizmusok segítségével, biológiai úton kerül eltávolításra. Kisebb részük beépül a keletkező iszapba, nagyobb részüket oxidációval, majd redukcióval kell eltávolítani. Az utóbbiakhoz, mind az oxigénigényt, mind a szerves anyag igényt a tervezni, biztosítani kell a tisztításnál. A nitrogénnel szemben a foszfor eltávolításának nincs oxigénigénye, azt viszont a technológia kialakítása, tervezése, kicsapószer igénye számításához kell ismerni.

A tisztítóba érkező szennyvíz fenti jellemző paramétereinek a rendszeres üzemi mérésével napjainkra egy elfogadható átlagértékkel megadható egy lakos napi átlagos vízfogyasztásához a vízszennyezése is (lakosegyenérték - LEÉ) (Kárpáti, 2011):

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

A 45 mikronos szűrőn fennmaradó rész (lebegőanyag tartalom) mennyiségének mintegy 60 %-a egy - másfél órás ülepitéssel a vizes fázistól elkülöníthető megfelelő előülepítő medencében. Azt is nagyon régen kimérték már, hogy az így eltávolított anyaghányad a KOI és BOI₅ mintegy 30 %-os, a TKN 10 %-os csökkenését eredményezi. A TP tartalom ezzel szemben az előülepítés során alig változik. Érdekes kiszámolni, hogy az ilyen előülepítésnél keletkező 36 g/főxd lebegőanyag mintegy 33 g KOI/főxd egyenértékű. Ez azt jelenti, hogy alig van 0,9 fölött a tömegfajlagos KOI-je (33 g KOI/36 g SS). Más kérdés, hogy az így kiüledő, úgynevezett primer iszapnak mintegy a fele nem szerves, inert anyag. Így a szerves részének a tömegfajlagos KOI-je már 1,8 g KOI/g szerves anyag. Megfelelő mérésekből, számításból tudjuk, hogy a cukroknak 1,1, fehérjéknek 2,2, a zsíroknak, olajoknak 3,2 körüli a tömegfajlagos KOI-je. Ez jól mutatja, hogy az előülepítőben elkülöníthető, úgynevezett primer iszapnak igen nagy része cukor, keményítő, cellulóz. Ebből az is következik, hogy a kiüledő szerves anyag keverék a növényi rostok cellulóz anyagai mellett energiagazdagabb, hozzájuk tapadt fehérje és zsírrészeket is tartalmaz.

A gravitációs előülepítés hatásfokát javítani lehet a biológiai lépcsőben keletkező iszap előülepítés elé történő visszaforgatásával, úgynevezett iszapkontaktal, valamint koaguláltató, flokkuláltató segédanyagok hozzáadásával. A fölösiszap fajlagos felülete mintegy 100 m²/d, ezért jól adszorbeálják, szűrik a folyadékból a kisebb részecskéket. Csak ilyen iszapkontaktal a lakossági szennyvizeknél könnyű az előülepítés KOI eltávolítását 40-50 %-ig megnövelni. A háromértékű fémek (Fe és Al) sóinak –koagulálószer- a vízben oldódó ionjai a finom kolloid részecskéket előbb destabilizálják, majd a lassan 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 mérethetárnál kisebb kolloid részecskéket is, azokat mintegy kiszűrik, derítik a vizes fázisból. Koagulációval, flokkulációval még jobb KOI csökkentés érhető el az előülepítésnél, mint az iszapkontakttal. A vegyszerdózis függvényében akár 70 %-os is lehet. Ez egyben azt is jelenti, hogy csupán a KOI 30 % lehet az igazán kis molekulatömegű oldott anyagoktól származó rész.

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 ülepítőkből, vagy flotálókból a vizes fázistól. Az előülepítéshez mégsem használnak a lakossági szennyvizek tisztításánál polielektrolitot, mert a polielektrolit maradéka megváltoztatva a víz viszkozitását, rontja a következő lépésben az oxigénbevitel hatásfokát.

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, szálás szennyezések is érkeznek, melyek a későbbiekben a vízből kiválva, kiszűrődve a berendezések üzemeltetését zavarhatják. Ezeket rendszerint ráccokkal 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 már 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.

A kis méretű de szigorú N és P eltávolítást igénylő telepeknél célszerű az előülepítés elhagyása a denitrifikáció jobb szerves tápanyag ellátása érdekében. Ilyenkor egyféle iszap keletkezik a tisztításnál, ami ugyancsak előny. Ez egyrészt az anaerob zóna jobb acetát, másrészt az anoxikus medence jobb szerves anyag ellátottsága (denitrifikáció gyorsítása) végett célszerű, melynek magyarázatára a későbbiekben részletesebben is sor kerül. Az előülepítés egyébként mintegy 30 %-al csökkenti a biológiai tisztítás térfogatigényét. A népesebb városok nagy kapacitású telepeinél, ahol az üzemméret következtében az anaerob iszaprothasztás kiépítése is célszerű, az előülepítés általános, hiszen a primer iszapnak jóval nagyobb a fajlagos energiataralma (metántermelő potenciálja), mint a szekunder, részben kioxidált iszapnak. Vegyszeres előülepítéssel a biogáz kihozatal tovább növelhető, csaknem megduplázható, s ennyivel csökkenti az aerob biológiai tisztítóképesség igényét is. Ugyanakkor a nitrogéneltávolítást a megkívánt mértékben csak igen komplikált technológiával, esetleg külső többlet szerves anyag felhasználásával tudja csak a tisztítás biztosítani.

Az iszapkontaktos előülepítés hatásfoka tovább növelhető, ha a bekeverésnél rövid ideig levegőztetik az iszappal kevert nyersvizet. Az iszaprecirkulációs megoldás nem igen terjedt el, a levegőztetés viszont igen. Elsősorban az eleveniszapos tisztítás kezdeti időszakában, amikor az így kezelt vizet kétszintes ülepítőkre vezették, s onnan került tovább a mintegy 50 % BOI₅ és KOI eltávolítás után az előülepített szennyvíz 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 iszapelvétele 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.

Lakossági vízfelhasználás és szennyvíz-koncentrációk

A lakossági szennyvizek szennyezettségét a napi átlagos vízfelhasználás a vízszennyezés ismeretében közelítőleg ki lehet számolni. Mivel a lakossági vízfelhasználás napi 120-150 liter/főxd, 1 m³ szennyvízbe 7-8 lakos szennyvize, illetőleg szennyezőanyag mennyisége kerül bele. Ez azt jelenti, hogy a lakosegyenérték fajlagosait ennyivel kell megszorozni, hogy a koncentrációkat g/m³, illetőleg mg/l mértékegységre számolhassuk. Ezek az értékek a következők:

Jellemzők:

BOI5	420-480 g BOI ₅ /m ³ (mg/l)	
KOI	770-880 g KOI/m ³ (mg/l)	(mintegy 540-720 g szerves anyag / m ³)
SS	420-480 g SS/ m ³ (mg/l)	(0,45 mikronos szűrőn fennmaradó rész)
TKN	91-112 g TKN/ m ³ (mg/l)	(redukált nitrogén – Total Kjeldahl Nitrogén)
TP	14-16 g TP/ m ³ (mg/l)	(összes foszfor) (A TKN -Total Kjeldahl Nitrogén- az ammónium-N és a szerves-N összege)

A szennyvíztisztítási igények szabályozása határértékei

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. Kérdés tehát, hogy valójában ki is felelős a környezet folyékony hulladékok elleni védelméért, szennyvíztisztítás minőség-garanciájáért. Általánosságban mindenki, az állam, az önkormányzat, valamennyi honpolgár. Az utóbbiak közül azok is, akik nincsenek a szennyvízcsatornára, vagy akár úgynevezett közműpótló egységekre rákötve.

Az állam felelős az alábbiak vonatkozásában:

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

Az állam és az önkormányzatok közös feladata a megfelelő szennyvíztisztítási technológia kiépítése (arra alkalmas kivitelezőkkel), majd üzemeltetése megfelelő szakértelmű dolgozókkal, vagy szervezettel, valamint a munka megkívánt minőségű teljesítésének, az üzemeltetésnek az ellenőrzése is (Kárpáti, 2003). Egyértelmű ugyanakkor, hogy a szennyvíztisztítás minőségbiztosítása önkormányzati feladat. Ezért mindenütt megfelelő súllyal kell azt kezelni, megfelelően kell dokumentálni. Az önkormányzatoknak ezért az alábbiak betartásával kell üzemeltetni tisztítóikat:

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

A 28/2004. XII. 25. sz. rendelet kihangsúlyozza a hatóságoknak azt a jogát, hogy a határértékeket a helyi érdekek függvényében bárhol szigoríthatják, mérsékelhessék. A határértékek ennek megfelelően inkább csak tájékoztató jelegűek, s mindenhol a regionális Környezetvédelmi Felügyelőség kezében van a szabályozás, végső döntés joga. A ezzel szemben éppen az utóbbiak figyelembevétele nélkül, az üzemméret függvényében a kialakítandó határértékeket (**2. táblázat**), megjegyezve, hogy az egyes országok befogadók érzékenységének megfelelően regionális szigorításokat alkalmazhatnak.

2. táblázat Az EU javaslat a kommunális szennyvíztisztítók kibocsátási határértékeire

EU 271/1991 Kategória Jellemzők (mg/l)	Lakos egyenérték osztály (LE - 60 g BOI ₅ /fő nap)		
	1	2	3
	< 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

Az ennek megfelelő 28/2004. (XII. 25.) rendelkezés a hosszú előkészítési időszak ellenére sem lett igazán sikeres (**3. táblázat** és **4. 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 hosszútávon biztosító talajvíz minőségének védelme érdekében. A határérték túllépésért a tisztítónk szennyvízbírságot, a környezetbe kibocsátott szennyezőanyag mennyiség alapján pedig környezetterhelési díjat kell fizetnie. Végső soron persze mindegyiket a fogyasztó fizeti meg.

3. táblázat Települések szennyvíztisztítására vonatkozó technológiai határértékek

táblázat: Kiépített terhelési kapacitás (LE)	KOI _k (mg/l)	BOI ₅ (mg/l)	összes lebegő SS (mg/l)	összes-P (TP) (mg/l)	összes nitrogén (TN) (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.

4. 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
KOI _k	50	100	75	150
BOI ₅	15	30	25	50
összes szerves 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 az **5. táblázat-6. táblázatban** láthatók.

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 alpbírság.

5. táblázat Fajlagos bírság alapdíj megállapítása korábban és napjainkban.

Szennyezőanyagok	Bírságtétel (Ft/kg) 3/1984 OVH rendelet alapján	Bírságtétel (Ft/kg) 220/2004. 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)

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 szennyvíz mennyiségnek az arányától, valamint a szennyvízbevezetés módjától függő tényezők (**6. táblázat**),
- Területi tényezők (**7. táblázat**)

6. táblázat táblázat: Hígítási arány szerinti módosító tényezők

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

7. táblázat 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

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 egy részét az illetékes felügyelőség, más részét a határozatban kedvezményezettként megjelölt önkormányzat részére kell befizetni. A rendelet azonban bármikor változhat az utóbbi tekintetében.

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) 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.
- Kárpáti, Á. (2011) Vízgazdálkodás – szennyvíztisztítás. Szerk. Domokos, E. Környezetmérnöki Tudástár. 10 kötet. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 241.

Példák és kérdések:

Mennyi egy adott térség (20000 fő, aminek 80 %-a csatornára van kötve) lakossági szennyvizének a várható vízhozama 120 l/fő/d fajlagos vízfogyasztásnál, illetőleg napi szennyezőanyag terhelése a fejezetben megadott értékekkel számolva?

Húsipari szennyvíz fizikai-kémiai előtisztításánál a nyersvíz SZOE tartalmából 50, TKN tartalmából 60, TP tartalmából 2 mg/l marad a közcsatornába kerülő folyadékban. Más kérdés, hogy annak a KOI-je ennek ellenére még 1500 mg/l körül marad. Számolja ki mennyi egyéb, nitrogént nem tartalmazó szerves anyag kerül oldott állapotban ezzel a szennyvízzel a közcsatornába?

Az előző fejezetben számolt tejemulzió esetén a kicsapatáshoz mintegy 40 mg Al^{3+} dózis szükséges. Számolja ki a keletkező iszap összetételét, vegyszertartalmát.

Flotáló berendezés esetén a koaguláció és flokkuláció HRT igénye 5 és 10 perc keverőtartályokban. Ugyanez csőflokkulátorban is tervezhető statikus keverők beépítésével 3-5 perc HRT-re. Mekkora térfogatok adódnak napi 300 m³ üzemi szennyvíz folyamatos feldolgozására ezekre az egységekre, és mekkora a flotálóra, ahol legalább 15 perc HRT igény biztosítandó?

Vegyszeres ipari szennyvíziszap intenzív anaerob előtisztítása térfogatigényének számítása adott üzemre, ahol a napi szennyvízmennyiség 100 m³, a szennyvíz KOI-je 10 g/l, s a tisztító térfogati teljesítménye 15 kg KOI/m³d biometanizációja.

4. Eleveniszapos szennyvíztisztítás és fejlődése

Az urbanizáció utóbbi évszázadban bekövetkezett folyamatos növekedésével a nagy mennyiségben keletkező szennyvíz tisztítására megfelelő műszaki lehetőséget kellett teremteni, hiszen a terhelés a befogadók öntisztulási képességét már messze meghaladta. Az ilyen igény következménye lett az eleveniszapos, később a korszerű biofilmes (hibrid) mesterséges szennyvíztisztítás kiépítése. Kezdetben az első fejlesztésével vált lehetővé a különböző tápanyagok eltávolítása, s egyidejűleg a minél kisebb térfogatban történő szennyvíztisztítás, ami a mikrobiológiai átalakítás hasznosításán, a szennyező anyagok „természetbaráttá” alakításán alapul (Benedek, 1990).

Annak ellenére, hogy a lakossági és ipari szennyvizek tisztításának a fontosságát egyre szélesebb körben ismerték fel, és szükségesnek ismerték el, a szennyvíz tényleges tisztítása mindig a lehető legkisebb költséggel kellett, hogy történjen. Ez azt jelentette, hogy a szabványok vagy előírások által megkövetelt minimális mértékben történt csak meg a szennyvizek tisztítása, a feladat fontosságát felismerve, mintegy „tűzoltás” jelleggel. Ez azt jelenti, hogy csak akkor kerülhetett sor a szennyvíztisztítás minőségének javítására, ha a külső ráhatás erősödött, vagy a hatóságok fokozták a felügyeletet, ellenőrzést. A szennyvíztisztítás szükségsszerű kifejlesztésére a végső lökés végül is a környezet utóbbi időben jelentkező vissza nem fordítható minőségromlásának az egyértelmű érzékelése, dokumentálása volt. Sok új szintetikus vegyület kerül folyamatosan kifejlesztésre, melyek valamilyen hányadban a szennyvizekbe is kerültek a gyártásukból és felhasználásukból. Ezeknek a teljesen új anyagoknak ugyanakkor nem ismerhettük kifejlesztésükkor a környezetre gyakorolt hosszú távú hatásait. Ma ilyen anyagok a gyógyszermaradványok. Ennek megfelelően a szennyvíztisztítás fejlesztése szükségsszerűen mindig egy lépéssel a különböző hatóanyagok, vegyszerek fejlesztése mögött járt. A szennyvíztisztításban a lassú fejlesztés elsősorban annak tulajdonítható, hogy a központi szennyvíztisztító telepek nagy területekhez tartoznak, melyeket megfelelő kapacitással és előrelátással próbálnak építeni, hogy legalább egy generációt kiszolgáljanak. Ugyanakkor a tisztítás igénye esetenként ennél rövidebb időszakokként is nagymértékben változik, fokozódik. Ugyanakkor egy adott telepen esetenként 20-30 év is eltelik, amíg egy új technológia, egy új lehetőség bevezetésre kerülhet.

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás kezdetei

A szennyvíztisztítás ugrásszerű fejlődése az elmúlt század második felében kezdődött, miután a szennyvíz veszélyességét a különböző járványok terjedése vonatkozásában felismerték (Hartmann, L. 1992; Imhoff, 1998). Az Egyesült Államok 19. század végén megindult rohamos iparosítása is hamarosan a nagyvárosok környezetében lévő befogadók rendkívüli mértékű elszennyeződését eredményezte. Ezek ugyanakkor a sűrűbben lakott térségekben szükségsszerűen ivóvíz forrását is jelentették a lakosságnak. A szennyvíz megtisztítását illetően a legégetőbb feladat a szennyvíz zavarosságának megszüntetése, nagyobb lebegő szennyezőseinek rácsokkal, szűrőkkel, ülepítéssel történő eltávolítása volt. Komolyabb tisztítást jelentett a kezdeti időszakban, ha a szennyvizet nemcsak szűrték és átemelték, hanem kombinálták azt egy ülepítéssel is. Az ilyen kezelés során a KOI-ben, vagy BOI-ben mérhető szennyezettség mintegy harmada került visszatartásra a befogadóktól. Az 1950-es évekig a műszakilag fejlettebb országokban is gyakorlatilag az ilyen mechanikus tisztítás volt a meghatározó. A biológiai tisztítás rohamos kifejlesztésére csak azt követően került sor.

Az előülepítés elterjedésével párhuzamosan a keletkező szennyvíziszappal is tenni kellett valamit. A korábbi 2-3 évtized klasszikus csepegtetőtestes és azt követő eleveniszapos tisztítás fejlesztésénél már bizonyosodott, hogy aerob mikroorganizmusokkal a szennyezőanyagok

megfelelőképpen átalakíthatók az oldott formából lebegő formájúvá. Ez lett ezért a szennyvíztisztítás meghatározó lépése, hiszen a cél a maradék vizes fázis szennyezettségének a csökkentése volt. A keletkező ülepitett nyers iszap (primer iszap) problémája még a szekunder iszap feldolgozási igénye előtt bebizonyította, hogy ha a szennyvíziszapot megfelelő ideig stabilizálják, levegőztetés nélkül állni hagyják, abban anaerob lebomlási folyamatok mennek végbe. Az ilyen lebomlás intenzitása a hőmérséklet emelésével volt tovább javítható. Az anaerob iszapstabilizálás eredménye egyrészt az iszap mennyiségének a csökkenése lett, mivel annak egy részéből metán és széndioxid keletkezett, másrészt a tapasztalatok alapján az anaerob módon feldolgozott vagy stabilizált iszap vízteleníthetősége igen kedvezően változott, ami a keletkező iszap vagy elhelyezendő iszap mennyiségét tovább csökkentette. További kedvező hatásként tapasztalták, hogy az anaerob stabilizáción átesett, megfelelően víztelenített iszap hosszabb tárolás alatt, netán segédanyagokkal, más szerves, elsősorban mezőgazdasági hulladékokkal keverve komposztálható. Az így kapott terméket a mezőgazdaságban sokkal jobban lehetett hasznosítani. Hasonlóképpen nyereség volt a rothasztás során keletkezett gáz is, ami a kezdeti időszakban fűtésre, később villamos energia előállítására hasznosult.

A legegyszerűbb fejlesztés először biofilmes csepegtetőtest volt Angliában 4-5 centiméteres darabokból álló kőzúzalék, másutt bazalt zúzalék felhasználásával. A fejlesztés első feladata ennél a levegőztetés javítása volt oldalfalakkal, mesterséges, ventilációval. A biofilm hordozóján nemcsak mikroorganizmusok, baktériumok fejlődtek ki, hanem az azokat hasznosító magasabb rendű szervezetek, protozoák, földigiliszták, rovarok is, ami az iszaphozamot minimalizálta. Fontos fejlődési lépcső volt a biofilmeknél a biofilm hordozó, könnyebb fajsúlyú anyagra, műanyagra cserélése. Ez lehetővé tette azután a fajlagos felület növelését, a teljes tisztítóterefogat csökkentését, abban egyidejűleg nagyobb szabad üres térfogat elérésével javítva a levegőztetést, növelve az egységnyi térfogatban rögzülő biomassza tömegét. A ciklikus biofilm leszakadás azonban szükségessé tette a csepegtetőtesteket követően az utóülepitők kiépítését is.

A csepegtetőtestek speciális változatai a forgótárcsás kontaktorok, és egyéb azt utánzó változatok. Ez olyan egyszerű, igénytelen műszaki kialakítás, amely egyáltalán nem hajlamos az eltömődésre, nagyon kicsi a fajlagos energiafelhasználása, és télen lefedve kevésbé érzékeny a környezeti hőmérsékletre. Éppen ezen előnyei miatt napjainkban a kis tisztítók vonatkozásában keltett ismételten érdeklődést.

A csepegtetőtestek virágzása idején, az elmúlt század 20-as éveinek a közepén felfedezték fel, hogy a mikroorganizmusok aerob szennyezőanyag hasznosítása (biológiai oxigénigény – BOI - változása), s ezzel szaporodásuk is kis tápanyag koncentrációknál elsőrendű, bőséges ellátottságnál nulladrendű, tehát koncentráció független kinetika szerint történik. Ezután a tápanyag-felvételi sebesség hőmérséklet függését is hamarosan pontosították. A BOI mérésnél nagyjából öt nap kell a szerves anyagok oxidációjához. Azután indul be az ilyen vizsgálatnál az ammónium oxidációja. A tisztítást a mechanikus elveken tervező kultúrmérnökök azonban még mintegy további 30 éven át mélyebb biológiai ismeretek nélkül végezték.

Később a BOI mérésénél felismerték, hogy a lebontás első 24 órájában egyértelműen az oldott állapotú szerves tápanyag biológiai hasznosítása következett be. A kolloid részek hasznosítására csak azok folyamatos hidrolízise, fermentációja után került sor. Ez az enzimkinetika is matematikailag pontosan leírható volt (Hartmann, 1992). Ez adta meg végül is a lehetőségét a különböző szerves anyagok biológiai lebonthatósága vizsgálatának. Természetesen ettől kezdve nagyon sok új vegyipari termék, produktum, szerves anyag biológiai lebonthatóságát vizsgálták a módszerrel. Az oxigén-fogyasztás említett, egy nap utáni tetőzése a könnyen felvehető, vagy oldott szerves tápanyagok lebontásának az eredménye, melyet követően a további oxigénfelvétel a nehezebben bontható szennyezők lassúbb átalakítása, valamint az úgynevezett endogén respiráció eredménye. Az utóbbi a baktériumok saját tápanyagának ismételt hasznosítását jelenti. Időben ezután, a következő „lépcsőben” az

ammónium oxidációjára is sor kerül, melyért azonban már egy más mikroorganizmus csoport a felelős. Ezzel gyakorlatilag behatárolták a biológiai szennyvíztisztítás folyamatában a szerves szennyező-anyagok eltávolításához szükséges tartózkodási időt, illetőleg oxigénigényt is.

Az eleveniszapos rendszerek fontosságára először az 1910-es évek közepén hívták fel a figyelmet (Ardens és Lockett, 1911). Látták, hogy sűrűn lakott nagyvárosok körzetében, ahol nagy szennyvízterhelés várható és azt kis térfogatban kellene tisztítani, csakis bonyolultabb megoldások lehetnek eredményesek, mint a csepegtetőtest. Mégis annak az elve adta az ötletet az eleveniszap kialakítására. Az eleveniszap pelyhecskéit mintegy szabadon úszó biofilm részeknek feltételezték, melyekben a baktériumok, és a protozoák életközössége végzi a szerves anyag vizes fázisból történő eltávolítását. Azt is felismerték, hogy a környezeti körülmények nagyon fontosak a kialakuló iszappelyhek stabilizálódása, valamint azoknak a finom kolloid méretű szennyező részekre gyakorolt szűrő hatására.

Az eleveniszapos rendszereknek nagyon nagy üzemeltetési problémája volt a kezdeti időszakban az iszapduzzadás. Magyarozatára azonban még nem volt kellő ismeret. Sokkal nagyobb jelentőséget tulajdonítottak ekkor a levegőztetés, illetőleg a levegőztető berendezések kérdésének, fejlesztésének, mivel ezt érezték a szűk keresztmetszetnek az eleveniszapos szennyvíztisztítóknál. Nagyon sokféle levegőztető berendezést fejlesztettek ki, vizsgáltak és versenyeztettek egymással a kezdeti időszakban. Az oxigén ellátása tekintetében sem volt egyértelmű, hogy a mikroorganizmusok munkájához milyenek is kell lenni a levegőztető medencében az oxigén koncentrációjának. Pontosították, hogy a szerves anyag eltávolításához mintegy 0,5 mg/l oldott oxigén a levegőztető medencében elégséges, de egyértelművé vált, hogy a nitrifikálók hatékony munkájához ezzel szemben mintegy 4 mg/l oldott oxigén koncentráció is kellhet. Az 50-es évek végére vált csak világossá, hogy a különböző iszapterhelésű rendszerek különböző fajlagos oxigén mennyiséget igényelnek, illetőleg a lakossági szennyvizekben a nitrifikációnak is meghatározott oxigénigénye van. Az oxigénigény pontosításával, illetőleg az oxigén koncentráció mérésének megoldásával vált azután egyértelművé az üzemeltetés tudatosabb szabályozásának a szükségessége.

Felismerték, hogy a szennyvíz oldott és lebegő állapotú szerves anyagai is gyorsan kiszűrődnek a vízfázisból, adszorbeálódnak az eleveniszap pelyheinek a felületén. Tisztázódott, hogy az iszappelyhekben a szerves anyag lebontása egyetlen medencében, a levegőztető medencében is megoldható. A szennyvíztisztítóknál ebben az időben az eleveniszapos rendszer folyadékának a tartózkodási idejét tartották meghatározónak, amit rendszerint 6-12 óra között igyekeztek tartani. Hamarosan egyértelművé vált azonban, hogy a különböző biológiai terhelésű (iszapterhelésű) rendszerekben eltérő mikroorganizmus tenyészet alakul ki. A kis iszapterhelésű rendszereknél ($F/M < 0,2$ kg BOI_5 /kg MLVSS d) teljes biológiai oxidációt lehet elérni. Ezeknél a szerves anyag eltávolításán túl az ammónium oxidációja is teljessé válhat, míg a nagyterhelésű rendszerekben ($F/M = 2$) gyakorlatilag csak a biológiailag könnyen felvehető szerves anyag távolítható el a tisztításnál.

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás egyre szélesebb körű kiépítése azonban újabb feladat megoldását tette szükségessé. A szekunder és primer iszap nagy mennyiségben történő keletkezése az iszapfeldolgozás fejlesztését igényelte. Nagyobb sebességgel kellett az anaerob iszaprothasztást ehhez biztosítani, amihez szükséges lett a fűtött rothasztók építése, üzemeltetése. Az átlagos hidraulikus tartózkodási időt az ilyen fűtött rothasztókban már 20-25 napra lehetett csökkenteni. Hogy az iszap vízteleníthetőségét javítsák, a kis tartózkodási idejű rothasztókban termelt rothasztott iszaphoz kondicionálószerket is adagoltak a víztelenítésnél. A biogázt ugyanakkor a rothasztók, és az üzemépületek fűtésére hasznosították.

Ettől függetlenül eddig az időszakig még nem ismerték fel annak a jelentőségét, hogy a biológiai tisztítóban levő iszap koncentrációja meghatározó a bakteriális tevékenység vagy szerves anyag lebontó kapacitás tekintetében. Az 50-es évek vége körüli kutatómunka vezette először a német, és elsősorban svájci kutatókat az iszapkoncentráció fontosságának

felismeréséhez (Wuhrmann és von Beust, 1958). Ezek a kutatók írták le először az eleveniszapos szennyvíztisztítás működési paraméterei, valamint a tisztítási hatékonyság közötti pontosabb összefüggéseket. Gyakorlatilag ehhez már csak a biológiai katalizátorok ismeretét kellett a későbbiekben hozzátenni.

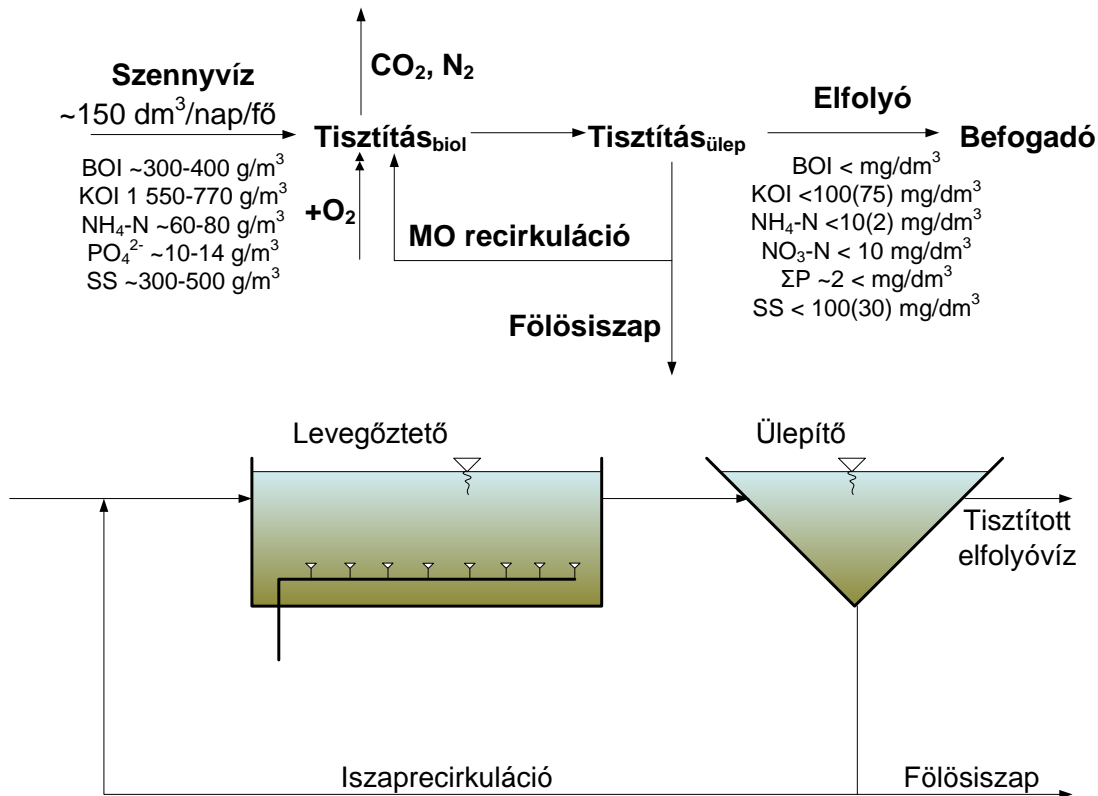
Az 50-es évek végén az eleveniszapos szennyvíztisztításban egy különleges probléma jelentkezett, amely gyakorlatilag a szennyvíztisztítás megközelítését vagy gondolkodási módját, illetőleg a környezetpolitika szennyvíztisztítással kapcsolatos véleményét is megváltoztatta. Ez a felületaktív anyagok lebonthatósága, s az általuk oozott habzás volt. A problémát nagyon gyorsan meg kellett oldani. A klasszikus mosószappanok felváltása szintetikus mosószerekkel a szennyvíztisztítók környezetét vagy működését nagyon drasztikusan megváltoztatta. A tisztítóban minden reggel a terhelés növekedésekor komoly habzás jelentkezett, ami esetenként akár az egész szennyvíztisztítót egy habfüggönybe zárta be. Az ebben az időszakban bevezetett szerves detergensok gyakorlatilag biológiailag bonthatatlanok vagy nagyon lassan bonthatók voltak. Ennek megfelelően ezek a szennyvíztisztítókból csaknem teljes mennyiségükben úgy távoztak, vízben oldva vagy molekuláris kolloid-oldatként, ahogy abba beérkeztek. Természetes, hogy a tisztítás után a befogadókat is hasonlóan szennyezték. Mivel nem volt műszaki megoldás a habképződés megszüntetésére, egyetlen megoldás a környezetpolitikai intézkedés volt. Nagyon rövid időn belül meghozták azokat a szükséges jogi lépéseket, melyek a biológiailag bonthatatlan mosószereket törvényileg kizárták a forgalmazásból. Ettől kezdődően valamennyi új vegyszer, mosószer, melyet kereskedelmi forgalomba kívántak hozni, előzetes biológiai lebonthatósági vizsgálaton kellett, hogy átmenjen.

A biológiailag bonthatatlan mosószerek kizárása a kereskedelmi forgalomból érdekes módon más lépéseknek is a kezdetét jelentette. A következő években hamarosan törvénybe iktatták a nehézfém tartalom ellenőrzését és szabályozását is mind a szennyvíztisztítóba érkező szennyvizeknél, mind az ott keletkező iszapokban. Ez a tisztító üzemeltetése, valamint az iszap mezőgazdasági elhelyezése, hasznosítása tekintetében jelentett komoly ellenőrzést. Az úgynevezett biológiailag bonthatatlan maradék szennyezettség a vizes fázisban vagy az iszapfázisban, amely a szerves vegyületektől, többek között klórozott szénhidrogénekből származhatott, hasonlóan hamarosan limitált paraméterré vált a különböző nemzeti szabvány előírásokban. Azok megsértése igen komoly bírságtételeket jelentett a szennyezőnek.

A közvélemény általánosan fokozott érzékenysége a környezet, a vizek szennyezése tekintetében oda vezetett, hogy az üzemeknél lényegesen csökkent a vízfelhasználás és a kibocsátott szennyezőanyag kibocsátása is. A szigorú bírságotól rendszer bevezetését követően már nem volt tovább gazdaságos a szennyező anyagot a városi közcatornába bocsátani, hiszen azt költség nélkül senki nem tehette meg ettől az időszaktól kezdődően. Ettől az időtől kezdődően kevésbé költségesnek bizonyult a hulladék vagy szennyvíz mennyiségét az üzemben belül csökkenteni, illetőleg a szennyező anyagokat ott előkezeléssel eltávolítani a szennyvizetből, mintsem azt a kommunális tisztítóra hárítani, és a költségeket fizetni. Néhány esetben természetesen az is bebizonyosodott, hogy a szennyvizetből így eltávolított szennyező anyagok mintegy másod-nyersanyagok is lehetnek vagy az adott iparágban, vagy más iparágakban, üzemekben.

Eleveniszapos tisztítás alapsémája, átalakítási folyamatai (Kárpáti, 2011)

Az eleveniszapos rendszerben az oldott és lebegő szennyezők jól szeparálható biomasszává, sejt és sejtfalanyaggá történő alakítása, majd elválasztása a fentieknek megfelelően két elkülönített tisztítási lépés. Ezt kiemeli a tisztítás alábbi elvi sémája (Kárpáti, 2002).

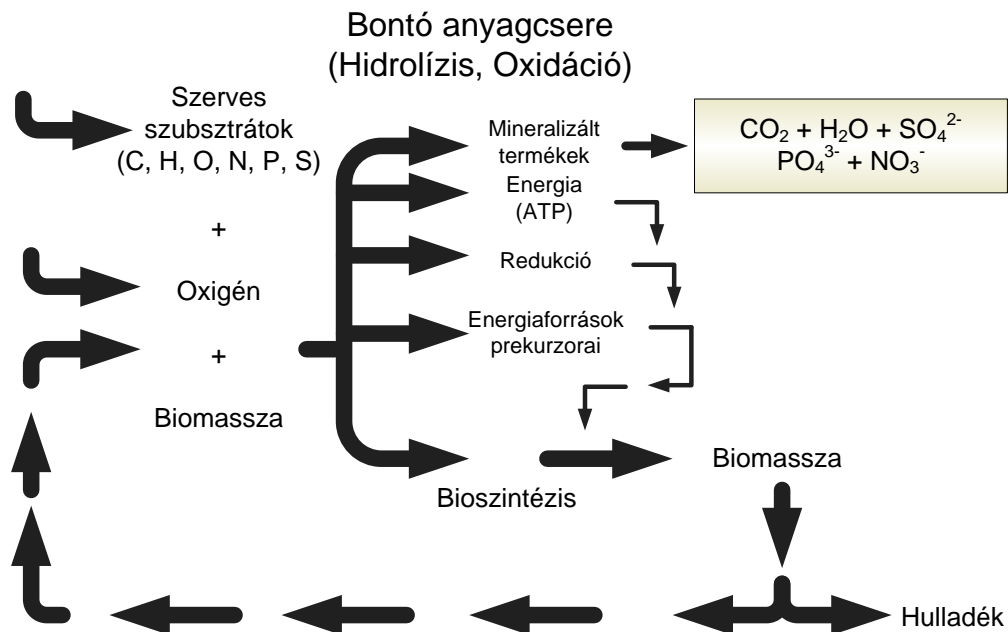


3. ábra A biológiai szennyvíztisztítás elvi sémája

Az ábrán feltüntetett nyersvíz jellemzők és tisztított víz minőségi igények csak tájékoztatók megközelítő, hiszen a víz hozzáférhetőségének, árának függvényében a lakosonkénti fajlagos vízfelhasználás a világnak a különböző térségeiben nagyon eltérő, aminek következtében szennyvíz koncentrációja is hasonló. 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 megfelelő eleveniszapos szennyvízkezelés a világ jelenleg üzemelő egyik legnagyobb biotechnológiai iparága, ugyanakkor mégis alapvetően különbözik a gazdaságilag fontos fermentációs iparágazatok (mikroorganizmusokból álló biomassa 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 anyag félésegek 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, gyógyszermaradványok, stb.) káros hatásuk van a mikroorganizmus-kultúrára, s így a teljes eleveniszapos rendszerre. A szennyvíz biokémiai folyamatait mutatja be a **4. ábra**. Ezen az ábrán már az ammónium autotrof mikroorganizmusokkal történő oxidációja is látható, míg a denitrifikáció hiányzik arról. Azt az eleveniszap heterotrof mikroorganizmusai csak oxigénmentes – erősen oxigénhiányos környezetben végzik (szerves tápanyag felhasználásával).

Az eleveniszapos rendszer biokémiai folyamatai



4. ábra Az eleveniszapos rendszerben végbemenő folyamatok (Seviour et al., 1999)

Tápanyageltávolítás stöchiometriája

Az oldott és igen finom lebegő szerves anyagok és a nitrogéntartalom döntő része is a szennyvízből csak biológiai úton távolítható el. Ezeket a természettől eltanulva (folyók öntisztulása) a heterotrof mikroorganizmusok részben széndioxiddá, részben lebegő biomasszává alakítják. Az utóbbi kiülelhető, flotálható, ultraszűrhető a vízből (Grady, 2000). Az utóbbi módszerekre a klasszikus eleveniszapos megoldásoknál nem volt különösebb szükség, de a granulált iszapos és biofilmes hibrid rendszerek terjedésével azok tisztított vízének a jelentősebb lebegőanyag tartalma, iszapkihordása miatt alkalmazásuk fokozatosan terjed. Esetükben az ultraszűrés különösen alkalmas lehet az iszap visszatartására, a jobb mikroorganizmus adaptációra.

A szennyező nitrogéntartalom biológiai eltávolítása az ilyen rendszereknél az autotrof mikroorganizmusok segítségével történő oxidációval, majd az oxidált nitrogén heterotrofokkal elemi nitrogénné történő redukciójával történik. Az átalakítások legfőbb segédanyaga az oxigén. Termékei a széndioxid, szennyvíziszap /C-, H-, O-, N-, P-tartalmával/ elemi nitrogén, esetleg nitrát / és szulfát. Kulcsfontosságú a széntartalom mellett a biomassza nitrogén és foszfor beépítése. A sejtközi állomány mintegy 80 %-a fehérje, s annak a 6,24-ed része nitrogén. Ez a mindenkori iszap tápanyag ellátottsága függvényében a szárazanyagának az 5-8 %-ának megfelelő nitrogén immobilizációt jelent. A sejt fehérjetartalmából számítható nitrogéntartalmat az elhalt sejtek döntően maradék sejtanyagából az iszap átlagos értékében, hiszen a sejtanyag minimális nitrogéntartalommal rendelkezik. A sejtek és iszap foszfor tartalma hasonlóan alakul a fehérjékéhez. A hagyományos eleveniszapos rendszerekben az átlagosan is 11,5 % között változhat. Mint a későbbiekben bemutatásra kerül, egy a rendszer elején kialakított anaerob eleveniszapos térrel azonban az iszap átlagos foszfor tartalma 4-5 %-ra is megnövelhető. A jelenség a biológiai többletfoszfor eltávolítás. Míg a szennyvizek

redukált nitrogénje gazdaságosan csak biológiai úton, a foszfortartalma vegyszeres kicsapatással is eltávolítható.

60 g BOI_5 (1 LEÉ) iszaphozama közepes iszapkornál (0,8 g iszap szárazanyag/g BOI_5) mintegy 48 g iszap szárazanyag. Ebben a nitrogén mennyisége (5,5 %) 2,5 g, míg a foszfor 0,5-0,7 g. Az iszap megfelelő szaporodásához a $\text{BOI}_5\text{:N:P}$ arálynak 100:4:1 körül kell lennie. Ezt a KOI tekintetében 100:5:1 arálynak szokásos megadni. Kisebbit nitrogén és foszfor ellátottság mellett (ipari, vagy vegyszeresen előtisztított szennyvizek) a mikroorganizmusok szaporodási sebessége csökken, és morfológiájuk is kedvezőtlenül alakul, ami a keletkező iszap ülepedését rontja. Nagyobb N és P aránynál viszont azokat az iszap nem veszi fel, tehát más mikroorganizmusok elszaporításával kell azt kompenzálni a tisztítórendszerben.

Az iszap adszorpciójának az inert szerves és szervetlen komponensek eltávolításában is fontos szerepe van, de a bontható 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).

A szerves anyag bemutatott biológiai átalakításhoz szükséges oxigénigény is egyszerűen becsülhető átlagos értékben (OC). Ez 1-1,2 g O_2 /g BOI_5 fajlagos adható meg arra. Ez viszont éppen ellenkező értelemben változik a rendszer terhelésével, mint az előző kettő. Ebből a levegő összetételének (21 tf% O_2), a bevitt levegőből történő relatív oxigénfelhasználásnak (10-25 %), valamint a levegő sűrűségének a függvényében (1,28 kg/m³) a tisztításhoz szükséges levegőmennyiség kiszámolható. Történhet ez egy lakosra, vagy egy tisztító napi terhelésére egyaránt. Egy lakosra tehát a szerves anyag terhelés iszappá alakítása 60-72 g oxigént igényel. Ez mintegy 25-ször ennyi levegőtömeggel és mintegy hússzor ekkora liternyi levegőtér-fogattal lehetséges.

A tisztítóban azonban az előzőekben bemutatott mintegy 10 g/föd nitrogénfölsőleget, amit az iszap nem vesz fel, el kell távolítani (ON). Ha azt nitráttá oxidáljuk, a szükséges fajlagos oxigénigény ahhoz 4,3 g O_2 /g TKN (későbbiekben reakcióegyenlettel bemutatva). Ha azonban a keletkező nitrát oxigénjét ismételtelen felhasználjuk a szerves anyag oxidációjára, ez a fajlagos csak 1,7 g O_2 /g TKN. Láthatóan ez lakosonként 43, vagy 17 g oxigénigény a szerves anyag iszappá alakításának a 60-72 g oxigénigényén túl. Célszerű ezért a denitrifikáció (nitrát redukció) minél teljesebb érvényesítése a tisztításnál. A későbbiekben az erre irányult technológiai fejlesztés részletesen is bemutatásra kerül, de közvetlenül is látható, hogy nem mindegy mennyi oxigént fecsér el egy üzem a tisztított víz nitrát tartalmával.

A foszforeltávolítás nem igényel oxigéntöbbletet, hiszen a foszfor eleve foszfát formájában kerül a szennyvízbe, s így is távolítható el abból.

Természetesen a jogszabályok a már bemutatottak szerint a tisztított víz nitrát tartalmát a methemoglobinémia, valamint az eutrofizáció veszélye miatt is erősen limitálják, mintegy 80 % körüli nitrogéneltávolítást követelve a nagyobb tisztítóokban (10-15 mg TN/l). Ez azt jelenti, hogy a lakosonkénti 13 g TKN terhelésből csak 2 g nitrogén maradhat $\text{NO}_3\text{-N}$ formájában a nagy szennyvíztisztítók elfolyó vízében. Ez ugyanakkor azt jelenti, hogy ennyit kell a nagyobb fajlagossal, és 8 g/föt a kisebbel számolni. Ez $(2 \times 4,3) + (8 \times 1,7) = 8,6 + 13,6 = 22,2$ g O_2 /föd. Látható tehát, hogy az utóbbi a szerves anyag 60-72 g/föd oxigénigénye mellett a BOI-re számolt oxigénigény mintegy 30 %-al történt megnövekedését jelenti.

Átszámolva ezt levegőtömegre a nagyobb fajlagos oxigénigény adattal (nitrifikáló/denitrifikáló rendszerek) 94 x 25, tehát mintegy 2340 g vagy 1830 liter/föd levegőigény adódik. Ez mintegy 76 liter levegő/óra. Összehasonlítva ezt a lakosok által belélegzett órás levegőmennyiséggel, figyelembe véve, hogy a lakosság háromszor ennyi szerves anyag energiát hasznosít, érdekes adat adódhat a légzés fajlagos oxigénkihasználására.

Tisztítási igény és lehetőségek növekedése az utóbbi fél évszázadban

A 70-es évek elejére a biológiai szennyvíztisztításnak, vagy eleveniszapos szennyvíztisztításnak, amely annak meghatározó részévé nőtt, az alapjai gyakorlatilag ismertté váltak és alkalmazásra, a technológiai fejlesztések során bevezetésre kerültek. A szerves anyag eltávolításához viszonylag rövid tartózkodási időt kell csak biztosítani a levegőztető medencében, a nitrifikáció érdekében azonban a szerves anyag eltávolításához szükséges levegőztetési időt kétszeresére – háromszorosára kell növelni. A nitrát denitrifikációja egy nem levegőztetett teret, vagy a levegőztetés ciklikus szüneteltetését igényelte. Az előülepítést sokszor szükségtelennek is találták, javítva így az eleveniszapos rész tápanyag ellátottságát, illetőleg a denitrifikáció lehetőségét a rendszerben. Így a rothasztandó összes iszapmennyiség is csökkent, a biológiai lépcső fajlagos iszaphozamával egyetemben. Az iszap végső feldolgozása azután az anaerob iszaprothasztásra, majd rothasztott iszap komposztálására maradt.

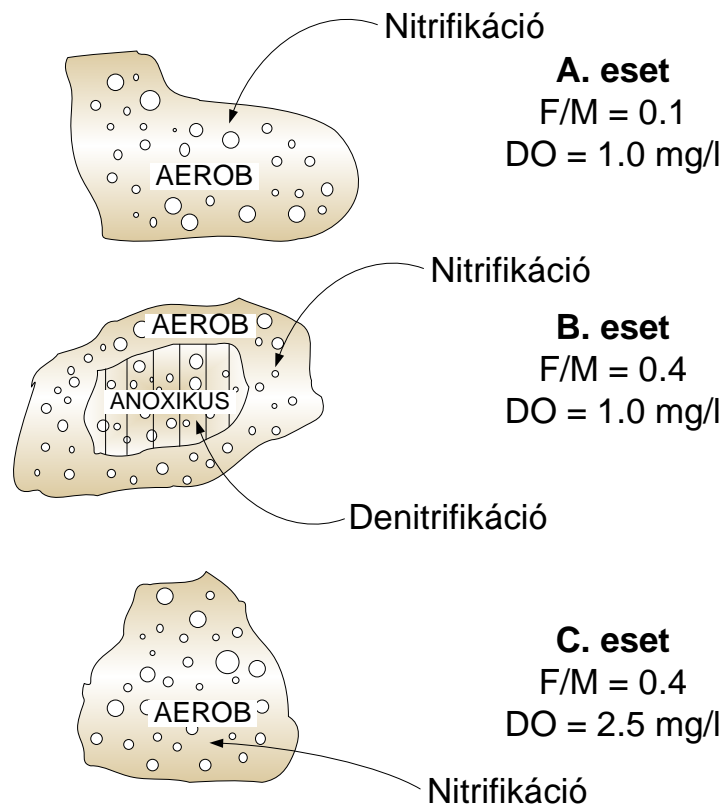
Ebbe a technológiafejlesztési vonalatra tartozott a 60-as években jelentkezett, vagy egyértelművé vált, foszfor fokozottabb eltávolításának igénye. A befogadókba kibocsátott foszfor ugyanis ott eutrofizációhoz vezethet. Az iszapba be nem épülő foszfor eltávolítására abban az időszakban a szennyvíztisztításnál a vegyszeres kicsapatást használták. A 80-as években azonban az eutrofizáció felerősödött olyan élővizekben is, amelyekben korábban ennek a kellemetlen algatermelésnek a hatásait még nem érzékelték. A Balti- és az Északi-tengeren, amely Angliából, Hollandiából, Németországból és Dániából kapta a vízszennyezését, jelentős algaszám növekedést tapasztaltak, amely egyértelműen a szennyvizekkel megnövelt nitrát kibocsátás eredménye volt. Az új problémák kiküszöbölésére, megszüntetésére szükségessé vált a nitrát és foszfor eltávolításának a további javítása. A biológiai nitrogén eltávolítás elméleti háttere erre az időszakra már tisztázott volt, ellentétben a biológiai többletfoszfor eltávolításával.

A dél-afrikai Barnardnak és munkatársainak a 70-es évek közepére (1974) sikerült kidolgozni a többletfoszfor biológiai eltávolításának azt a hatásos technikáját, amely gyakorlatilag megszüntette a vegyszer adagolásának igényét vagy ennek megfelelően a vegszerrel történő iszapszennyezés veszélyét a szennyvíztisztításnál. A többletfoszfor biológiai eltávolításához azonban a két már említett térrészen, vagy időcikluson túl egy mindazokat megelőző anaerob térrész is kell, tovább növelve így a rendszerkialakítás bonyolultságát és annak a szabályozásigényét. A fokozott nitrogén és foszfor eltávolításhoz a biológiai tisztításnál fokozott mennyiségű szerves szén kell, ami egyértelművé tette, hogy a kommunális szennyvizek fenti tisztítási lépcsőit elengedhetetlenül optimalizálni kellett a szerves szén felhasználása tekintetében.

Az eleveniszapos rendszerben a fentiek miatt alapvetően szükséges valamennyi tápanyagnak a megfelelően méretezett reaktorterekben történő eloszlása, keverése, hogy a lebegő (vagy akár a rögzített állapotban (biofilm) szaporodó mikroorganizmusok is) velük közvetlen kontaktusba kerülhessenek. Ilyen keverésnél a mikroorganizmusok kisebb-nagyobb egységekbe, komplexumokba, úgynevezett iszappelyhekbe összetapadva, a keverés intenzitásától függő megújulással dolgoznak. Ez mintegy szinbiotikus együttélés a tápanyag lebontásának folyamatában.

Az egyes reaktoroktérben a reakciókörülmények nem csak a változtatott üzemmóddal behatárolt, úgynevezett "makrociklusok" következtében alakulhatnak ki. A tápanyag-ellátottság, a rendszer mechanikus keverése és a mikroorganizmusok flokkulációs hajlama eredményeként az iszappelyhekben 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. Az **5. ábra** ezt a lehetőséget érzékelteti (Sedlak 1992).



5. ábra Szimultán folyamatok az iszapgehelyben (Sedlak, 1992)

Az ábrán feltüntetett paraméterek az iszapgehelyek körüli vízfázisban kialakuló oldott oxigén koncentrációt, valamint az iszap relatív tápanyagterhelését mutatják. Az F/M arány a korábban már elített food/medium arány, vagy relatív iszapterhelés kg tápanyag (BOI₅) / kg biomassza d mértékegységben, mint ahogyan az ábrán is látható.

Amikor a részecskék összetöredezése, megújulása nem elég gyors, a lassú diffúzió miatt az **5. ábrán** 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 iszapgehelyekben és körülmények között alakulhat ki.

A pelyhek mozgását aprózódását, ismételt összekapcsolódását, tehát az ilyen körülmények kialakulását a fentiekén túl a keverés intenzitása is befolyásolja. Az iszapgehelyek 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 iszapgehelyeiben szabályozható. Kayser szerint (2001) 1,5 mg/l körül szabályozott oxigénkoncentráció és közepes tápanyag ellátottság esetén az iszapgehelyek 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, **3. ábra** látható volt. A cél az utóülepítésnél a tiszta folyadékfázis előállítás. A leülepedett mikroorganizmus-tömeget ugyanakkor recirkuláltatni kell a reaktorba, hogy így (a mikroorganizmusokat sokszoros munkára fogva) a folyamatot, illetőleg a szennyvíz tisztítását intenzifikálni lehessen.

Az iszap szeparációja és recirkuláltatása

Az eleveniszapos szennyvíztisztításnál az iszap elválasztása a tisztított szennyvíztől kulcskérdés. A jó iszapülepedés, iszapszűrés alapvető feltétele a tisztítás jó hatásfokának, lebegőanyag visszatartásának. Az iszapnak a rendszerben kell maradnia a további, vagy ismételt felhasználás érdekében. Így lehet megnövelni a biomaszát átlagos tartózkodási idejét a szükséges mértékűre.

Az iszap fentiekre való alkalmassága biológiai teljesítményén túl két jellemző alapján ítéltethető meg. Az egyik az iszapülepedési sebessége, sűrűsödése, másik a tiszta fázis zavarossága, lebegőanyag tartalma. Az elsőt a fenékiszap koncentrációjával, illetőleg az ülepedés sebességének a mérésével, a másodikat a túlfolyó víz lebegőanyag tartalmával lehet mérni. Az utóbbi zavarosság mérésel biztosítható, de szemre is nagyon jól megítélhető. Hagyományossá vált a gyakorlatban az utóülepítőbe érkező iszapos víz menzurában, vagy más alkalmas eszközben történő ülepedése sebességének, és a 30 perc ülepedés utáni iszaptérfogatnak a mérése. Mindkettő értéke erősen függ a mérőedény átmérőjétől (iszap stérikus gátlása az ülepedésnél) illetőleg a folyadék iszaptartalmától. Az utóbbi annak a szárazanyagában (105 °C-on történő kiszáritás) értendő.

A 7 cm átmérőjű literes menzurában történő mérésnél akkor van gond, vagy nagy a hibalehetőség, pontatlanság, ha nagyobb a 30 perc utáni ülepedési térfogat, mint 300-400 ml/l értéknél. Ilyen esetekben hígított ülepedést kell mérni (DSV₃₀ – ülepített elfolyó vízzel kétszeresére hígított iszapos vízminta iszaptérfogata 30 perc után). Az Egyesült Államokban az ülepedést más méretű, 3 g/l iszapkoncentrációra hígított iszapos vízzel mérik rögzített intenzitású keverés mellett. Hígítás esetén korrekcióval kell meghatározni az iszapülepedés (SV₃₀ - iszaptérfogat) értékét. Meg kell jegyezni, hogy rosszul ülepedő iszapok esetében a DSV₃₀ (hígított minta 30 perc után mért iszaptérfogata), megszorozva a hígítás mértékével (SV₃₀), nagyobb is lehet 1000 ml/l értéknél.

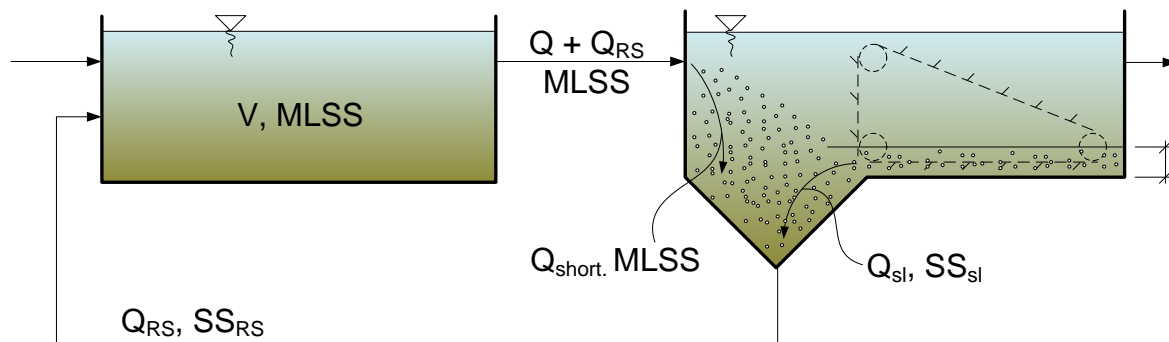
Az iszapkoncentráció és iszapülepedés alapján számolható ki az ún. iszapindex (SVI -ml/g), melyet Mohlmann-indexként is ismernek (Mohlmann, 1934):

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

Az iszaptérfogat-index egy általánosan jellemző paraméter az iszapok ülepedésének, sűrűsödésének megítélésére. Ha az iszapindex 100 ml/g alatti, az utóülepítőben jól ülepedik az iszap. Ha az iszapindex 150 ml/g-nál nagyobb, duzzadó iszap termelődik a tisztítóban. Az iszapduzzadás általában a fonális 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 fonalasadást 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 **6. ábra** mutatja hosszanti áramlású utóülepítő estére. Az utóbbi persze ma már az esetek többségében a jól ismert kör keresztmetszetű, Dorr típusú egység (Kayser, 2001).



6. ábra Az eleveniszapos medencék és az utóülepítő kapcsolata.

A legfőbb tervezési paraméter az utóülepítőknél az utóülepítő felületi terhelése (víz feláramlásának a sebessége az utóülepítőben). Általánosan 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 víz ülepítőbe vezetése, az abból történő tiszta víz elvétel, valamint az iszapgyűjtő rendszer kialakítása 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 átlászó, 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 felszínrőltörtendő 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, 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. A

levegőztető medence kilépő pontja előtti, durva buborékos levegőztetéssel tovább javítható a gáztalanítás.

- Mély utóülepítők építése is elképzelhető, melyeknél az eleveniszapos medencéből az utóülepítő annak a feneké 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 iszapleheket összekapcsolva, kis csomókban tartva rontja azok oxigénellátását. Hasonló hatású a polimernek a víz felületfeszültségére gyakorolt hatásának az eredménye is. Ezzel szemben ugyanezek a polimerek a fölösiszap víztelenítésének ma már nélkülözhetetlen segédanyaga. Az anaerob iszaprothasztás lényegesen lassúbb biológiai folyamatait nem befolyásolják érzékelhetően.

A szennyvíziszap azonban nem csak ülepítéssel, de ultraszűréssel is elválasztható a vizes fázistól. Ennek az előnye, hogy sokkal kisebb lebegőanyag, KOI, és mikroorganizmus tartalmú a szűrt víz az ilyen fáziszeparáció eredményeképpen. A szűrőmembránok az iszapos vízbe merülnek, s kis vákuummal szívják ki az iszapos fázisból a vizet. Eldugulásukat az alulról történő durva buborékos mozgatással, levegőztetéssel, valamint ciklikus visszamosással 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 foszfor tartalma is. További előnye a membrán alkalmazásának, hogy nagyobb iszapkoncentráció biztosítható vele az eleveniszapos térben, mint a gravitációs ülepítéses 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.

Biológiai terhelés, részleges levegőztetés, iszaprecirkulációk, többletfoszfor beépítés

Az aerob folyamatoknál tetemes költségráfordítással oxigént is biztosítani kell, mely egyrészt a biomasza kevertetéséhez, másrészt az említett, aerob biológiai lebontásért felelős mikroorganizmusok élettevékenységének biztosításához szükséges. Eleveniszapos rendszerek esetében mindig tekintetbe kell venni a befolyó szennyvíz vízhozamának a mindenkori tápanyagellátottságra gyakorolt hatását (nagyértékű fluktuáció), s ezzel a tápanyagnak minősülő szennyező anyagok, valamint a belőlük kialakuló biomasza 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 tisztításnál mégis számolni szükséges. Hasonló hatása van a különböző hőmérsékletű szennyvíz érkezésének, mely közvetlen hatással van az oxigénbevitel és a mikro-organizmusok 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 biomassza, az úgynevezett eleveniszap továbbfelhasználási lehetőségét illetően szerves tápanyag és energiaforrás. Annak ellenére, hogy tápanyagokban és értékes nyomelemekben (fémekben) gazdag, és annak mezőgazdasági hasznosítása is lehetséges lenne, az eleveniszapot ma, a környezetet közvetlenül terhelő szennyezőanyagként tartják számon. Elsősorban ártalmatlanításának a nagy fajlagos költségei és az anyag természetéből adódó kényelmetlenségek ellenére.

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 mozgatását 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 (fölösiszap) további sűrítésre, feldolgozásra kerül.

Eredetileg az ilyen típusú rendszerek elsődlegesen a céllal épültek, hogy a kommunális szennyvizek szerves széntartalmát, ill. a bennük természetesen 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 csökkenthették. 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 LEÉ 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 biomassza 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 fölöslepra felvételre nem kerülő nitrogén (többség - 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 iszaplevegők belsejében, hiszen annak előfeltétele a minimális (< 0,5 mg/l) oxigén-koncentráció. A heterotrofikok 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 többletfoszfor immobilizálását, sejtbe történő akkumulálását ugyancsak a heterotrofikok különleges fajtái végzik, melyeket 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, s 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 szennyvizetknél 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 heterotrofikokat 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 biológiai szennyvíztisztító 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 **8. táblázat** részletezi.

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

Paraméterek	Hagyományos tisztítók	Kisterhelésű rendszerek	Nagyterhelésű rendszerek
Terhelés (F/V; kgBOI/m ³ /d)	0,5 – 1,5	0,24 – 0,36	1,5 – 3,5
Iszapkor (d)	3 – 4	15 – 16	0.5
HRT (h)	5 – 14	24 – 72	1–2 max.8
Iszapterhelés (F/M=kgBOI ₅ /kgMLSS/d)	0,2 – 0,6	0,03 – 0,15	1 – 2,5
Iszapkoncentráció (g/l) (iszap szárazanyagra)	2–3 (csőreaktor) 3–6 (tankreaktor)	2 – 6	5 – 10

Biológiai átalakítás

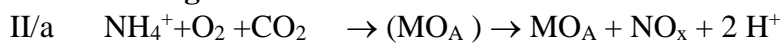
Mikroorganizmus fajok

Szerves anyag beépítés és oxidáció

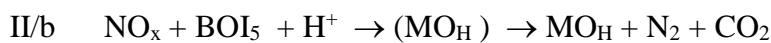


az átalakításokat végző MO-k (heterotrofok-H-)

Többletnitrogén eltávolítás



az átalakításokat végző MO-k (autotrofok-A-)



az átalakításokat végző MO-k (heterotrofok-H-)

Többletfoszfor eltávolítás



többletfoszfor akkumuláló heterotrof (-PAH-)

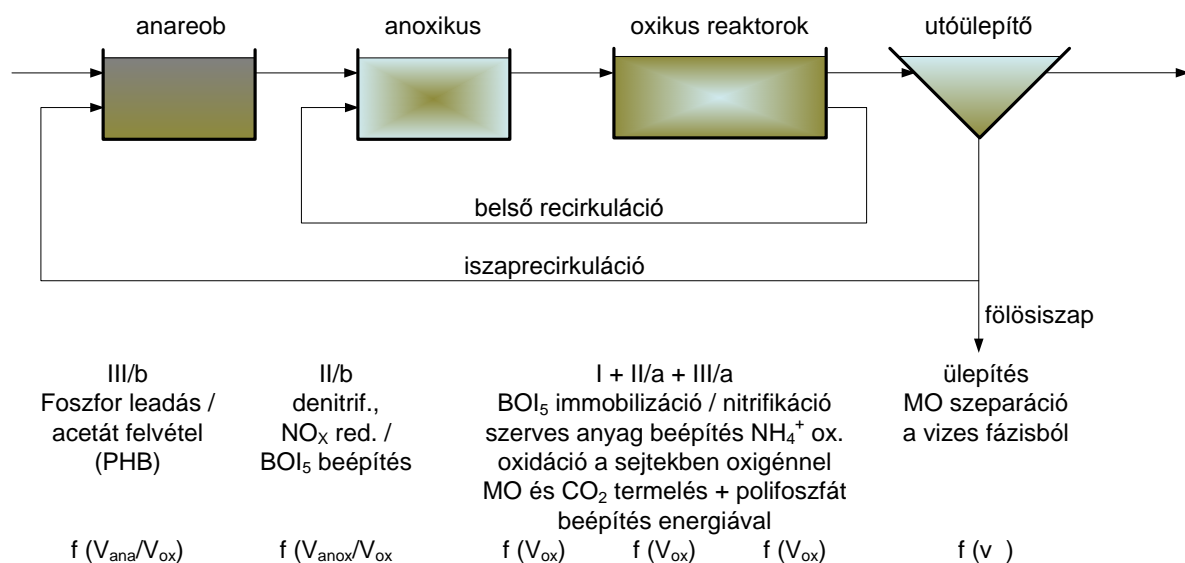


Az eleveniszapos szennyvíztisztítás szerves anyag és növényi tápanyag (többlet nitrogén és foszfor) eltávolítási folyamatai és az átalakításokért felelős mikroorganizmus csoportjai.

Biológiai átalakítás

Fázis szeparáció

(MO-k elválasztása a vizes fázisból, recikválátása)



7. ábra Az eleveniszapos biológia szennyvíztisztítás napjainkban legelterjedtebben alkalmazott folyamat kialakítása.

A szennyvíztisztítás szerves anyag eltávolításának a feltételeit és kapacitását az eleveniszapos szennyvíztisztításra a **8. ábra** pontosítja.

BOI₅ eltávolító kapacitás becslése eleveniszapos és csepegtetőtestesrendszereknél

- A, ha van elég oxigén a teljes BOI₅ szennyezettség eltávolításhoz,**
a levegőztetett reaktortérfogat a tisztítókapacitás meghatározója
 $L_{sp} \sim 0,3 \text{ kg BOI}_5 / \text{kg iszap sz.a.} \cdot d \cdot \Theta_c \sim 3-5 \text{ d} \quad X \sim 3 \text{ g/l}$

Kapacitás:

- $\sim 1 \text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \text{ levegőztető térfogat} \cdot \text{d}$
- $\sim 15-17 \text{ LEÉ} / \text{m}^3 \text{ levegőztető térfogat} \cdot \text{d}$
- $\sim 2,5-3 \text{ m}^3 \text{ kommunális szennyvíz} / \text{m}^3 \text{ levegőztető térfogat} \cdot \text{d}$ (városi)
- $\sim 1,5-2 \text{ m}^3 \text{ kommunális szennyvíz} / \text{m}^3 \text{ levegőztető térfogat} \cdot \text{d}$ (falusi tisztítóknál)

- B, ha a levegőztetés a szűk keresztmetszet**

Az oxigén-beviteli teljesítmény a tisztítókapacitás meghatározója

Kapacitás: (ekkor 1 kg oxigén maximálisan kg BOI₅ átalakítására elég)

- $1 \text{ kg O}_2 \sim 1 \text{ kg BOI}_5$, illetőleg $1 \text{ kg O}_2 \sim 15-17 \text{ LEÉ}$
- $\sim 2,5 - 3 \text{ m}^3 \text{ kommunális szennyvíz} / \text{kg bevitt oxigén} \cdot \text{d}$ (városi)
- $\sim 1,5 - 2 \text{ m}^3 \text{ kommunális szennyvíz} / \text{kg bevitt oxigén} \cdot \text{d}$
(vidéki szennyvíztisztítóknál)

BOI₅ eltávolító kapacitás becslése csepegtetőtestes rendszereknél

Ezeknél megfelelő kiépítésnél és üzemeltetésnél az oxigénbevitel nem limitáló

Megengedhető terhelés: $0,4-0,6 \text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \text{ üzemeltetett töltettérfogat} \cdot \text{d}$

nagyobb relatív terhelésnél az utóülepített víz nagyobb lebegő iszap tartalma határérték fölé viheti a tisztított víz KOI értékét

8. ábra BOI₅ szennyezettség eltávolító kapacitás becslése a biológiai tisztításnál

A nitrogén eltávolítása napjainkban egyértelműen biológiai szennyvíztisztítási feladattá vált. A foszfor teljes mennyiségének biológiai eltávolítására az esetek többségében ma már szintén lehetőség nyílhat. A szükséges rendszerkiépítés, vagy a tisztítandó szennyvíz megfelelő arányú szerves tápanyagának hiányában azonban sok helyütt vegyszeres foszforeltávolítás is történik. Napjaink ammónium, nitrát és foszfát eltávolításának gyakorlatát foglalja össze a **9. ábra**.

Nitrifikációs kapacitás becslése

Egy iszapkörös rendszereknél eleveniszapos és rögzített filmes esetben is a nitrifikáció csak akkor biztosítható, ha az iszap relatív szerves tápanyag ellátása olyan kicsi, hogy a belőle keletkező heterotrof iszaphozam egyensúlyban tartható az ammóniát oxidáló autotróf szervezetek iszapprodukciónak. Ilyenkor az utóbbiak nem mosódnak ki az iszapfázisból. Az eleveniszap a szerves anyag eltávolításához képest (**8. ábra**) csak mintegy 2-3-szor kisebb relatív szerves tápanyag ellátottsága esetén lehetséges. A tervezés fő paramétereit és fajlagos értékeit eleveniszapos, csepegtetőtestes és hibrid rendszerekre a **9. ábra** összegzi.

Több iszapkörös eleveniszapos rendszerekben a táblázat számítása nem érvényes, ott az első körben továbbra is megtartható a nagy relatív BOI₅ terhelés, míg a sokkal kisebb szerves

tápanyag ellátású második lépcsőben szükségszerűen a nitrifikáció válik dominánssá, mint ahogy a csepegtetőtest B változatánál a **10. ábra** is látható.

<p>NH₄⁺ NO_x⁻ PO₄³⁻ iszapba Eleveniszapos tisztítása Nitrifikáció/denitrifikáció és biológiai többlet P eltávolítás Biztosított biológiai átalakítások függvénye (V_{ana} , V_{anox} , V_{ox}, Θ_c)</p> <p>Kombinált (film/eleveniszapos) rendszereknél BOI₅ eltávolítás és nitrifikáció lehet elkülönített, de nitrif / denitrif. is lehet elkülönített biológiai többlet-P eltávolításhoz V_R (iszaptérf.) 10-20 %-al nő, iszapozom változatlan</p>	<p>PO₄³⁻ vegyszeres csapadékba K é m i a i e l t á v o l í t á s a Fe³⁺ Al³⁺ Ca²⁺ pH ~ 7-8 pH ~ 6,5-7 pH ~ 10 Kémiai kicsapítás függvénye elő szimultán utó</p> <p>foszfát és hidroxid iszap eleveniszapba 40-60%-a a foszforterhelésnek</p> <p>V_R nem nő, de nő az iszapozom iszap vegszerszennyezett (Fe, Al, stb) vegyszer-adagolás (üzemelt. költség)</p>
--	---

9. ábra Nitrogén és foszfor eltávolítása a szennyvíz tisztítása során

NH₄-N eltávolító kapacitás becslése az eleveniszapos rendszereknél

A TKN 20-30 %-át maga a fölösiszap is elviszi!

Egyebekben O₂ ellátásnak bőségesnek kell lenni a BOI₅ és NH₄-N eltávolításra is!

(oldott oxigén koncentráció nitrifikációhoz átlagosan > 1-1,5 mg O₂/l kell a levegőztetőben)

NH₄-N eltávolító kapacitás eleveniszapnál:

Kommunális szennyvizek esetén: Θ_c ~ 10 d (közepes nagyságú telepek téli
üzembiztonságára is számolva)

Javasolt iszapterhelés:

$$L_{sp} < 0,1 - 0,15 \text{ kg BOI}_5 / \text{kg iszap szárazanyag} * \text{d} \quad \Theta_c \sim 10 \text{ nap} \quad X \sim 4 \text{ g/l}$$

Javasolt biológiai terhelés:

$$L_{sp}^V \sim 0,4 \text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \text{ levegőztető térfogat} * \text{d}$$

$$\sim 6-7 \text{ LEÉ} / \text{m}^3 \text{ levegőztető térfogat} * \text{d}$$

$$\sim 1-1,2 \text{ m}^3 \text{ kommunális szennyvíz} / \text{m}^3 \text{ levegőztető térfogat} * \text{d}$$

NH₄-N eltávolító kapacitás csepegtetőtestnél

A, ha a biofilm végzi egyidejűleg a szerves anyag eltávolítást is,

$$\text{megengedhető terhelés: } < 0,2 \text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \text{ (üzemeltetett töltettérfogat)} * \text{d}$$

B. ha a biofilm csak nitrifikációt végez (második lépcső)

$$\text{megengedhető terhelés a nitrogénterhelésre számítandó}$$

$$\sim 0,2-0,3 \text{ kg NH}_4\text{-N} / \text{m}^3 \text{ (üzemeltetett töltettérfogat)} * \text{d}$$

NH₄-N eltávolító kapacitás hibrid rendszereknél

$$\text{megengedhető terhelés: } < 0,3-0,4 \text{ kg BOI}_5 / \text{m}^3 \text{ (levegőztetett térfogat)} * \text{d}$$

de függ a vízben levő töltet felületétől is

Eleveniszapos és hibrid rendszerek hidraulikus terhelése kisebb fajlagos vízfogyasztású vidéki térségekben csak a feltüntetett érték kétharmadára tervezhető.

10. ábra NH₄-N eltávolító kapacitás becslése a biológiai tisztításnál

Denitrifikációs kapacitás becslése

A nitrifikáció eredménye a nitrát és sav termelése. Mindkettő kritikus. Az első tápanyag, és veszélyforrás a csecsemőkre. A második leállíthatja a nitrifikációs folyamatokat. A pH visszaállításáról, illetőleg az eleveniszapos, vagy filmes rendszer neutralitásáról ezért gondoskodni kell azokban az esetekben, amikor a szennyvíz puffer-kapacitása a keletkező sav semlegesítésére nem elegendő. Maguknak a nitrifikáló / denitrifikáló rendszerek denitrifikációs kapacitásának a becslése az elődenitrifikációs változatra a **11. ábra** összefoglalt elveknek megfelelően történhet.

A heterotróf mikroorganizmusok hatékony denitrifikációjának alapfeltétele a **11. ábra** is feltüntetett megfelelő szerves tápanyag ellátottság, továbbá az oxigén hiánya a denitrifikáló térben, vagy ciklusban. Megfelelő mennyiségű tápanyag hiányában a denitrifikáció csak az igen lassú endogén lizis sebességével lehetséges, mivel az biztosít csak szerves tápanyagot a nitrát redukációjához.

Előfeltétele technológiában: NH₄-N oxidációja (nitrifikáció)

Anoxikus térfogat keveréssel, vagy cikl. levegőztetéssel

Térben cikl. rendszereknél nitrátos víz recirkulációja

(R_b)

Előfeltétel a paraméterekben:

$$V_{\text{anox}} / V_{\text{ox}} \sim 0,3-0,45 \quad \Theta_c \sim 14-15 \text{ d}$$

$$R_b(\text{max}) \sim 4-5$$

$$L_{\text{sp}}^V \sim 4-5 \text{ LEÉ} / \text{m}^3 \text{ összes medencetérfogat} * \text{d}$$

$$\sim 0,7-0,8 \text{ m}^3 \text{ szennyvíz} / \text{m}^3 \text{ összes medencetérfogat} * \text{d}$$

Hatásfok: (magában az oxikus részben is rendszerint mintegy 15-20%)

$$R_i + R_b$$

$$\eta_{\text{den}} = \frac{R_i + R_b}{1 + R_i + R_b} + 15 \quad (\%)$$

ahol R_i az iszaprecirkulációs arány (Q_i / Q_{be})

R_b a belső recirkulációs arány (Q_b / Q_{be})

Denitrifikáció a levegőztető medencében ciklikus levegőztetés esetén:

ekkor R_b = 0

$$t \text{ (anox)}$$

$$\eta_{\text{den}} = \frac{t \text{ (teljes ciklus)}}{t} + 15 \quad (\%)$$

Az elődenitrifikációnál a denitrifikáció általában 70-80 % -os, ami részben a nyers szennyvíz tápanyag összetételének is függvénye (BOI₅ : TKN arány)

Elárasztott hibrid rendszereknél a becslés alapelvei megegyeznek a fentiekkel

Eleveniszapos és hibrid rendszerek hidraulikai terhelése kisebb fajlagos vízfogyasztású vidéki térségekben csak a feltüntetett érték kétharmadára tervezhető.

11. ábra NO₃- eltávolító kapacitás becslése egy iszapkörös kommunális tisztítóknál

Biológiai foszfor-eltávolító kapacitás becslése

A **3. ábra** is mutatta, hogy hatékony biológiai foszforeltávolítás csak a medencesor elején kialakított anaerob reaktorterek esetén biztosítható. A **12. ábra** ennek előfeltételeit tovább pontosítja, illetőleg megadja, hogy anaerob reaktorszakasz nélkül és azzal kiegészítve egy eleveniszapos rendszer milyen foszformennyiség eltávolítására képes. A foszfor bőséges felvételét az anaerob szakasz után tulajdonképpen már az anoxikus szakaszban megkezdik a mikroorganizmusok, de az csak az aerob szakaszban válik teljessé. Azt is megfigyelték, hogy a csak anaerob / oxikus rendszer másfélszer annyi foszfort tud eltávolítani a fölösiszap

mennyiségére számítva, mint az anoxikus szakasszal, vagy ciklussal is rendelkező. Ezt a közelítő becslésnél nem érdemes figyelembe venni, hanem eleve a kisebb iszap foszfortartalomra kell tervezni a biztonság érdekében. Abban az esetben, ha szerves tápanyag (megfelelő részarányú acetát) hiányában, vagy technológiai hiányosságok miatt (mint például sok nitrát visszaforgatása az anaerob térbe) a foszforeltávolítás nem megfelelő, a szimultán vegyszeradagolás a legegyszerűbb korrekciós lehetőség. Ilyenkor valamelyest nő az iszapozam, de a tisztított víz foszforkoncentrációja a határérték alá szorítható.

Biológiai foszfor eltávolítás

Előfeltétele: az anaerob reaktor, vagy medenceszakasz a reaktorsor elején
Lehet független a nitrifikáció / denitrifikációtól! (csak szerves anyag eltávolítás)

Biztosítható a szakaszos betáplálású (SBR) rendszereknél is.

A hagyományos biológia iszapjának 1,5 %-os foszfor tartalmával szemben (ami a hazai szennyvizek foszfortartalmának csak a harmadát viszi magával) az anaerob / anoxikus / oxikus terek kombinációjánál a keletkező iszap 4-6 % foszfortartalma 1-2 mg határértékig biztonsággal eltávolítja a szennyvíz foszfor tartalmát.

Az utóülepítés meghatározó a lebegőanyaggal történő foszforkihordás miatt!

Hatékonysága: az anaerob térfogat arányának és a tisztítandó szennyvíz acetát vagy kis móltömegű illósav tartalmának függvénye
 $V_{ana} / V_{ox} \sim 0,1$

Iszapkor igénye: $\Sigma \Theta_c \sim 17-20$ d (+ **nitrifikáció és denitrifikáció esetén**)
 $L_{sp} \sim 0,06-0,08$ kg BOI_5 / kg iszap sz.a. * d (ana+anox +ox)
 $\sim 5-6$ LEÉ / m³ összes eleveniszapos medencetérfgat * d
 $\sim 0,8-1$ m³ / m³ összes eleveniszapos medencetérfgat térfogat * d
 $\Sigma \Theta_c \sim 5-6$ d (**csak BOI és foszfor eltávolítás esetén**)
 $L_{sp} \sim 0,2-0,25$ kg BOI_5 / kg iszap sz.a. * d (ana+anox +ox)
 $\sim 13-14$ LEÉ / m³ összes eleveniszapos medencetérfgat térfogat * d
 $\sim 2-2,5$ m³ / m³ összes eleveniszapos medencetérfgat térfogat * d

Eleveniszapos és hibrid rendszerek hidraulikai terhelése kisebb fajlagos vízfogyasztású vidéki térségekben csak a feltüntetett érték kétharmadára tervezhető.

12. ábra Biológiai foszfor eltávolítás becslése az eleveniszapos rendszereknél

A vegyszeres foszforkicsapatás vegyszerigényének becslése

A biológia foszforeltávolítás mellett - vagy azt követően - is szükség lehet a foszfor vegyszeres kicsapatására. Ezért a szükséges vegyszermennyiség számítása is fontos igényként jelentkezhet. Ez a korábban már említett egyenértékű aránynak megfelelően lehetséges. Egy mól PO_4^{3-} eltávolítására, ami 32 g P eltávolítását jelenti, elvileg egy mól Fe^{3+} , vagy Al^{3+} szükséges. A vas és alumínium azonban a foszfát mellett hidroxid csapadékot is képez, ezért célszerű 100 % reagens felesleggel végezni a kicsapatást. Ez azt jelenti, hogy például a vas-III-klorid esetében 32 mg P eltávolításához 325 mg kristályvízmentes vegyszer szükséges, tehát 1 mg P eltávolításához csaknem 10 mg. Vas-III-szulfát esetében ez az arány még valamivel nagyobb. Alumínium szulfát esetén 1mg P eltávolításához elméletileg ugyancsak 10 mg körüli, míg poli-alumínium-klorid esetén ennek csak mintegy 40%-ának megfelelő vízmentes vegszerre van

szükség. A gyakorlatban persze a hazai határérték eléréséhez nem kell 100 % vegyszerfelesleget használni, így a fenti vegyszerdózis igény valamelyest csökken.

A keletkező foszfát és hidroxid csapadék stöchiometrikus mennyiségeit figyelembe véve a kicsapatakor keletkező iszapmennyiség is számítható. Mint látható ez mindig a vegszerrel kicsapott foszfor mennyiségével, illetőleg a felhasznált vegyszerdózissal arányos. Pontosítható ez a mennyiség arra az esetre is, amikor a foszfor kicsapata az utóülepített vízből történik, s a keletkező iszapot ismételt fázis szeparációval, esetleg homok-, vagy egyéb szűréssel távolítják el.

Oxigénigény műszaki biztosítása

Az fentiekből egyértelmű, hogy 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 kg O₂/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 jelentkeznek 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. A levegőztetés és keverés legújabb fejlesztési eredményeit e jegyzet nem tárgyalja, a csatolt képmelléklet ugyanakkor ezeket is részletesen bemutatja.

A lakossági biológiai tisztítást befolyásoló főbb ipari hatások

A lakossági szennyvizek összetétele, baktériumtartalma viszonylag átlagosnak mondható, még ha a koncentrációja a különböző vízfelhasználás és talajvízzel történő hígítás miatt eléggé változó is. Az ipari szennyvizek esetében ugyanakkor láthattuk, hogy a szennyezőanyagok típusa és koncentrációja (különösen a szerves anyag tartalma) is nagyon változó lehet. A lakossági szennyvízének töredéke (savas, lúgos öblítővizek), vagy akár annak tízszerese szerves anyag tartalom is jellemző lehet rájuk.

Határérték feletti üzemi szerves anyag kibocsátás és költségkompenzáció

Az ipari üzemek közcatornába bocsátott szennyveire éppen a csatorna védelme és az arányos közteherviselés érdekében határértékek vannak előírva. Ezek nyilvánvalóan az átlagos lakossági szennyvíz jellemzőihez közeli értékek. Ha egy üzem ennél szennyezettebb vizet bocsát a közcatornába, bírságot kell fizetnie a többlétszennyezésért, ami a szennyvíztisztítót, illetőleg tulajdonosát, az önkormányzatot illeti meg, hiszen az a tisztítás költségviselője.

Korábban a túlszennyezésért egyértelműen közcatorna bírságot kellett fizetni. Ma már ez alól is van „kibúvó”. Ha a tisztító tudja garantálni a túlterheléssel is az előírt tisztítási paramétereket, közcatorna határérték feletti koncentrációval is fogadhat biológiailag tisztítható ipari szennyvizet. Ebben az esetben 2012 év végéig megegyezés alapján kérhetett a többlétszennyezésért többlet csatornadíja. A visszaélések elkerülésére azonban a következő évtől fokozatosan bevezetik a normál alapdíj szennyezőanyag arányos díjazását a többlétszennyezésre. Ez az ipar részéről is korrekt tisztítási költség elszámolásnak tekinthető.

Toxicitás, vagy iszapszennyezés veszélye

Az ipari szennyvizek esetében a veszélyes komponensekkel történő túlszennyezése ma már kevésbé jellemző, mint korábban volt. A közcsatorna határérték ezekre is megadta a határértékeket, amelyek felett közcsatorna bírságot kellett utánuk fizetni. Az ilyen anyagok ma már igen ritkán kerülnek csak a közcsatornába, s akkor is inkább diszperz, mint pontforrás jelleggel. Az ilyen szennyezés természetesen éppen a lakosság vonatkozásában jelenti diszperz szennyezés veszélyét. Ennek elkerülése csakis a lakosok megfelelő felvilágosításával, valamint az ilyen vegyszerek ellenőrzöttebb felhasználásával lehetséges.

Hivatkozások

- Arden, E., Lockett, W.T. (1914). Experiments on the oxidation of sewage without the aid of filters. *J. Soc. Chem. Ind.* **33**. 523-539, 1122-1124 (part I and part II).
- ATV (1996). Hinweise zu tiefen Belebungsbecken. *Korrespondenz Abwasser* **43**. 1083-1086.
- 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.
- Grady, (2000)
- Gray, N. F. (1990) *Activated Sludge. Theory and Practice*. Oxford Science Publications.
- Hartmann, L. (1992). *Biologische Abwasserreinigung*. Berlin. Heidelberg. New York: Springer-Verlag.
- Imhoff, K.R. (1998). *Geschichte der Abwasserentsorgung*. *Korrespondenz Abwasser* **45**. 32-38.
- Jenkins, D., Daigger, G. T., Richard, M. G. (1993). *Manual on the Causes and Control of Activated Sludge Bulking and Foaming*. 2nd Edn. Chelsea. MI: Lewis.
- Kayser, R. (2001) *Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése*. 16-62. *A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei* -Ludwig Hartmann - Norbert Jardin - Rolf Kaiser - Georg Schön: *Ismertgyűjtemény*, 1. füzet, Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 106
- 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 Intézet, pp. 97.
- Kárpáti, Á. (2003) *Lakossági szennyvizek és eleveniszapos tisztításuk*. 1-18. Szerk.: Kárpáti, Á., *Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel*. *Ismertgyűjtemény No. 3*. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék, pp. 95.
- Kárpáti, Á. (2005) *Szennyvíztisztítás kialakulása és fejlődése napjainkig*. *Műszaki Információ / Környezet-védelem*, (7-8) 80-96.
- Kárpáti, Á. Pulai, J. (2006) *Kis KOI/TKN arányú szennyvizek nitrogéneltávolításának szabályozása*. *MASZESZ Hírcsatorna*, 2006 (szeptember-október) 7-11.
- Kárpáti, Á. (2011) *Vízgazdálkodás – szennyvíztisztítás*. Szerk. Domokos, E. *Környezetmérnöki Tudástár*. 10 kötet. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 241.
- Liebmann, H. (1960). *Handbuch der Frischwasser- und Abwasserbiologie*. V. 1. München-Oldenbourg.
- Mohlman, F. W. (1934). The sludge index. *Sewage Works J.* **6**. 119-122.
- 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., Lindrea, K.C., Griffiths, P.C., Blackall, L.L., Seviour, R.J., Blackall, L.L. : „Az eleveniszapos szennyvíztisztítás –mikrobiológiája, 1999” c könyvében megjelent anyaga alapján készített tömörítvény 27-45. old.: Szerk.:Kárpáti, Á., Az eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése. Ismertgyűjtemény No. 2. Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék (2002), pp. 97.
- Wuhrmann, K., von BEUST, F. (1958). Zur Theorie des Belebtschlammverfahrens. II. Über den Mechanismus der Elimination gelöster organischer Stoffe aus dem Abwasser bei der biologischen Reinigung. Schweiz. Z. für Hydrol. **20**. 311-330.
- Wanner, J., Grau, P. (1989) Identification of filamentous microorganisms from activated sludge. A compromise between wishes, needs and possibilities. *Wat. Res.* **23**, 883-891.

Példák és kérdések:

A szerves anyag biológiai oxidációjakor keletkező sejtömeg a nitrogéntartalom hány százalékát tudja eltávolítani a lakosegyenértéknek megfelelő összetételű lakossági szennyvízből?

Mekkora fajlagos oxigénigény kell a fenti szerves anyag átalakításhoz, eltávolításhoz?

Mennyi KOI szükséges 1 g ammónium-N nitráttá alakításához, és mennyi a teljes mennyiségben nitrogénként történő eltávolításhoz?

Szerves anyag eltávolítás fajlagos iszaphozama és az iszapkor között milyen összefüggés van?

Előülepítő méretezése lakossági szennyvizek esetében milyen kulcsparaméter alapján történik?

Utóülepítő méretezésénél a megfelelő értéket mekkorára célszerű tervezni?

A fölösiszap nitrogénfelvételének milyen részaránya kerül vissza az iszaprothasztóból az iszapvízzel a főágra?

Milyen az iszapvíz hőmérséklete, ammónium és foszfát koncentrációja, illetőleg hogyan változtatható a két utóbbi értéke?

5. Intenzív anaerob ipari szennyvíz előtisztítás.

Az anaerob iszaprothasztás felismerését, kidolgozását követően hosszú ideig úgy tűnt, hogy ennek az iszap-feldolgozási vagy szennyvíztisztítási módszernek már nincs további fejlesztési lehetősége. A megfelelő fűtött anaerob iszaprothasztók szintjén megállt a fejlesztés. A 70-es évek elejétől azonban ez a terület is újra fejlődésnek indult. A lehetőségekre a korábbi vizsgálatoknál ugyan már voltak jelek, de az igazi áttörést a 70-es évek eredményei jelentették. Ekkor vált tisztázottá az anaerob iszaprothasztás többlépcsős mechanizmusa, melyben három kölcsönösen vagy szintropikusan együtt élő mikroorganizmus csoport végzi a nagy molekulatömegű szerves anyagok metánná és széndioxiddá történő lebontását. A három mikroorganizmus csoport tevékenységének, kölcsönhatásának pontosításával vált lehetővé a korábban már említett, intenzív anaerob szennyvíz előkezelési megoldás kidolgozása nagy koncentrációjú, elsősorban élelmiszeripari szennyvizek tisztítására. Korábban az ilyen szennyvizek tisztítása az eleveniszapos vagy biofilmes rendszerekre hárult. Az utóbbiakban nagyon sok esetben iszapduzzadást eredményezett, míg a csepegtetőtesteknél a nagy terhelés eliszaposodást, eltömődést okozott. Az új megoldással az iszap, vagy tömény szennyvíz anaerob feldolgozása több lépcsőben, optimalizált körülmények között történt, sokkal nagyobb térfogati terheléssel, mint a korábbi rothasztóknál.

Az egyre vízszegényebb feldolgozás miatt egyre koncentráltabb élelmiszeripari szennyvizek (cukor-, tej-, húsipar, söripar és a keményítőgyártás) tisztításánál az utóbbi évtizedekben minőségi változás jelentkezett. A cukoripar tömény, de biológiailag jól bontható szennyvize közvetlen anaerob tisztításának a vizsgálata vezetett a múlt század hatvanas-hetvenes éveinek fordulóján a granulált iszapos intenzív anaerob szennyvíztisztítás kialakulásához. Azóta a megoldás világszerte elterjedt az élelmiszeriparban a szennyvizek előtisztítására. Számos ilyen üzemnek a szennyvízéből mára komoly energianyerése jelentkezik. Ezt követően a befejező, aerob tisztítást vagy helyben, vagy a települési szennyvíztisztítóban oldható meg. A kisebb élelmiszer feldolgozó üzemek ugyanakkor még mindig gondban vannak a tisztítással, hiszen kis kapacitásuk miatt nem lehet gazdaságos az említett anaerob tisztítás kiépítése. Ilyenkor egyértelmű a települési szennyvíztisztítással történő együttműködés. Különösen indokolt ez az élelmiszeripari szennyvíz fizikai-kémiai előtisztítása esetén, amikor a szeparált üzemi biológiai tisztításnál a makro és mikro-tápanyagok hiánya komoly üzemeltetési gondot is jelent.

Élelmiszeripari szennyvizek összetétele, koncentrációja, korábbi tisztítása.

Az élelmiszeriparban évtizedekkel korábban is kellően érvényesült a víztakarékosság. Ma ez még fokozottabb a vezetékes ivóvíz nagyságrendileg megváltozott beszerzési ára miatt. Általánosan jellemző, hogy az élelmiszeripari szennyvizek szerves anyag tartalma több ezer mg KOI/l egyenérték. Velük szemben a lakossági szennyvizek ilyen jellemző mutatója általában 1000 mg KOI/l körül alakul. Az utóbbi is mintegy 3500 kcal/m³ energiatartalom. Annak fele az aerob biológiai átalakítás során elveszik -csaknem egy fokkal melegítve a szennyvizet, és biztosítva a biotömegtartását-, másik fele asszimilációval új biotömegtárává alakul. Ezt koncentrálnak az iszapban a nyersvíz mintegy százada térfogatában, hogy abból már gazdaságosan lehessen az energiatartalmát újrahasznosítani. Az utóbbiból az energiatartalmának a fele az iszaprothasztásnál metán formájában kinyerhető, másik fele továbbra is biotömegtárá (szilárd szerves anyag, rothasztott iszap) marad (Kárpáti, 2002).

Az élelmiszeripari szennyvizek egységnyi térfogatában öt-tízszer annyi energia is lehet, mint a lakossági szennyvízben. Emellett annak esetenként a 80-85 %-a is kinyerhető metánként, mert a cukor, keményítő, fehérje és zsírtartalmuk biológiailag jól bonthatók. A metanizációhoz ugyan egy előzetes hidrolízisre, fermentációra (savtermelés) van szükség, de ez szimultán is

kivitelezhető a metanizációval. A rostanyagok (cellulóz, hemicellulóz) ugyan alig bonthatók anaerob úton, de azok előzetesen ki is szűrhetők, ülephető a vízből

Az élelmiszeripari szennyvizekből korábban fizikai-kémiai előtisztítással (lebegőanyag, zsíreltávolítás) átlagosan a szennyezettség 30-70 %-át eltávolították. Gondot jelent azonban az ekkor keletkező $(\text{Fe}(\text{OH})_3)$, $(\text{Al}(\text{OH})_3)$, polielektrolit, s esetenként mészhidrát tartalommal rendelkező) vegyszeres iszap biztonságos elhelyezése, feldolgozása, hasznosítása. További gond a vegyszeres előtisztítás után még mindig meglehetősen koncentrált élelmiszeripari szennyvizek lakossági szennyvizektől szeparált aerob utótisztítása is. Az ilyen szennyvizek ugyanis az aerob biológiai tisztításnál a jó bonthatóságuk miatt iszapduzzadásra hajlamosak, amiért is az iszapjuk utóülepítése gondot jelenthet. Az iszapduzzadás a tisztítást teljesen felboríthatja.

A lakossági-élelmiszeripari kombinált szennyvíztisztítás legnagyobb problémája azonban mégis éppen a tisztítás rendkívül nagy fajlagos iszaphozama. Igaz ez a fizikai-kémiai előtisztításra, és az aerob biológiai befejező tisztításra egyaránt. Az elsónél az eltávolított szerves anyag mennyisége változatlan, de hozzáadódik ahhoz a már említett vegyszerek mennyisége. Az aerob biológiai eltávolítás a szerves anyag mintegy felének a széndioxiddá oxidálását, a többinek pedig a szennyvíziszappá, lebegő állapotú (szilárd anyag) biomasszává alakítását jelenti. Ez együttesen így mintegy az eredeti szerves anyag kétharmadának megfelelő iszaptermelést eredményez. Ennek az iszapnak az „eltüntetése”, környezetbe történő környezetbarát visszaforgatása igen nagy költséget jelent, mert a szennyvíziszap komposzt újrahasznosításától a mezőgazdaság meglehetősen viszolyog. A lakossági szennyvíztisztítók mégis örültek is az élelmiszeripari szennyvizeknek, mert azok tisztításának a költsége jól behajtható a termelőjén. A keletkező szennyvíziszapot akár anaerob rothasztásra, akár komposztálásra is jól tudták hasznosítani, hiszen minimális a káros nehézfém tartalma. Ezen túl az élelmiszeripari szennyvíz rendszerint meleg, ami a téli időszakban javítja a lakossági vizek hőmérsékletét, s ezzel a nitrifikációját.

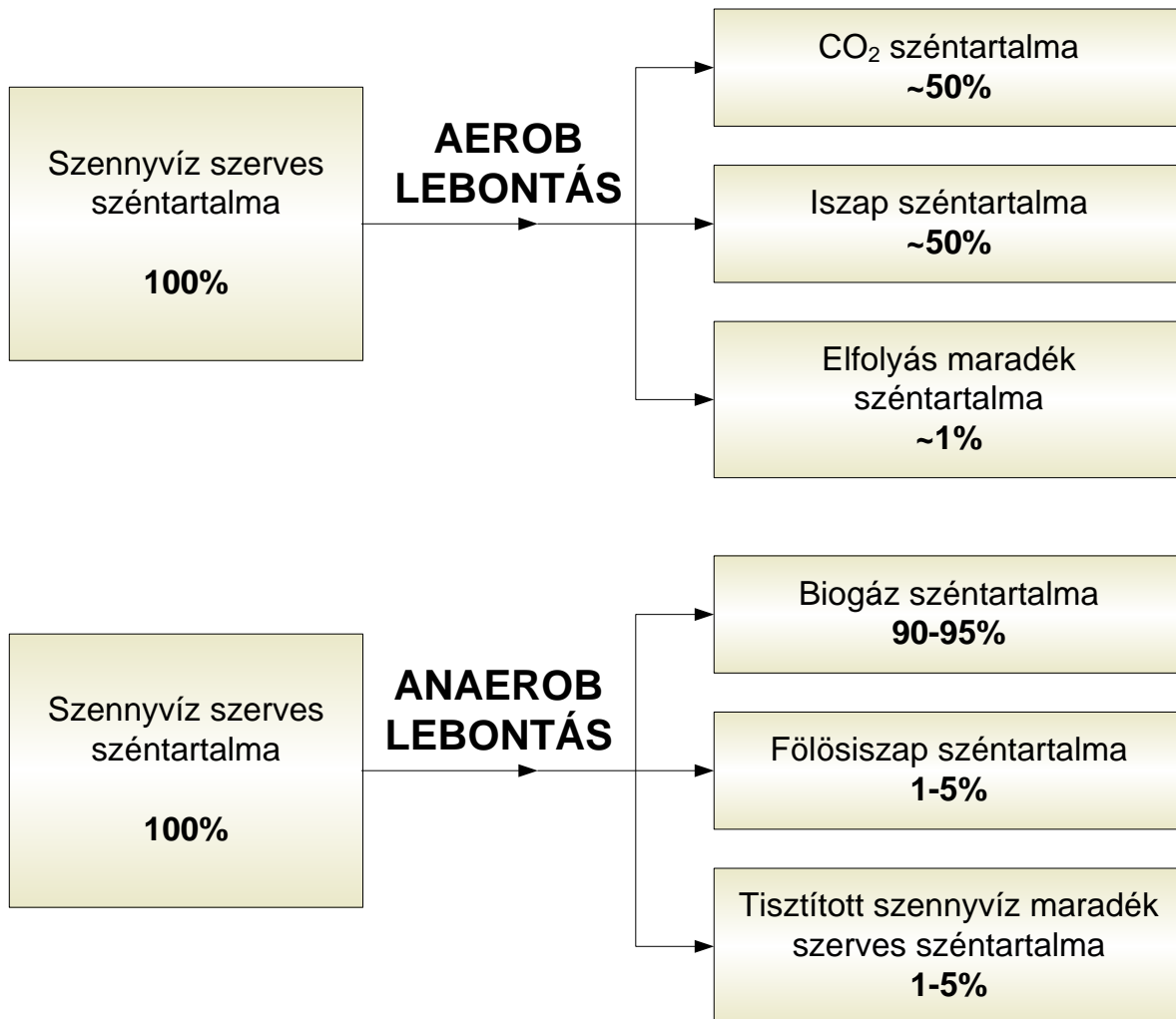
Az élelmiszeripari szennyvizek tisztításának korábbiól eltérő lehetősége (Kárpáti et al, 2011)

Az egyes élelmiszeripari ágazatok lehetőségei persze eltérőek az aerob tisztítást illetően. A múlt század hatvanas éveinek végén vetődött fel a rendkívül könnyen bontható cukros szennyvizek tisztítására ez a lehetőség. Ezek kellően melegék és koncentráltak. Az aerob és anaerob szennyvíztisztítás átalakulási folyamatait és a fajlagos iszaphozamát a **13. ábra** szemlélteti.

Az anaerob iszaprothasztás egyébként azért alakult ki már a múlt század első felében, hogy az aerob tisztítás eleveniszap (főliszap) mennyiségét csökkentse, s egyidejűleg energiahordozót, energiát termeljen a nehézkesen elhelyezhető, hasznosítható, nagy nedvességtartalmú iszaphulladékból (Kárpáti, 2002; Román, 2010). Az élelmiszeripari szennyvizek anaerob előtisztításának célja ezt megkerülendő az lett, hogy a szennyvíz szerves anyagából ne egy aerob iszaptermelésen keresztül, nagy veszteséggel jusson az energiához, hanem közvetlenül. Ennek azonban feltétele volt, hogy a szennyvíz elég koncentrált, netán kedvező hőmérsékletű legyen a megfelelő sebességű rothasztás (mezofil hőmérséklet - 35 °C körüli érték) folyamatos fenntartásához. A korábban említett iszaprothasztásnál egyébként a megfelelő hőmérséklet tartása a keletkező gáz egy részének az iszap előmelegítésére történő felhasználással lehetséges. Ugyanez az élelmiszeripari szennyvizek ilyen tisztításánál is megoldható, ha egyáltalán szükség van rá.

Elméleti számításokkal is igazolhatóan a szennyvizek bontható KOI-jének mintegy 5000 mg/l körül kell lennie ahhoz, hogy a rothasztás autoterm lehessen. Ilyenkor a metánná alakuló 4000 mg/l KOI 14000 kcal energiatermelést jelent, ami 14 °C hőmérsékletemelést jelent a

szennyvíz feldolgozásánál. Ezzel már a 35 °C körüli optimális víz hőmérséklet általában biztosítható. Ennél töményebb vizekből már energianyereség is elérhető.



13. ábra Az anaerob és aerob szennyvíztisztítás átalakításai és fajlagos iszaphozama

A lakossági szennyvíztisztítók rothasztóiban az iszapnak a hasonló elő melegítése az iszap energiatartalmából biztosított. Az 5 % lebegőanyag, s abban 80 % szerves anyag (40 g/l) KOI egyenértéke ugyanis 60 g/l, azaz 60000 mg KOI/l. Ennek ugyan csak fele alakul metánná, de az is 7-8-szorosa a korábban számolt melegítéshez szükséges energiamennyiségnek. A szennyvíziszap rothasztása ezért is alapvető szükséglet. A mintegy 5 % lebegőanyag tartalmú nyersiszap hidraulikus tartózkodási idejének a rothasztóban mintegy 25 nap körülinek kell lenni a kellő kirothadáshoz. Ez 5 % szárazanyag (4 százalék szerves anyag) tartalmú eleveniszap szerves anyaga mintegy 50 %-ának (20 kg szerves anyag/m³ = 30 kg KOI/m³) a metánná alakulása esetén mintegy 1,2 kg KOI/m³ d szerves anyag biometanizációját jelenti (biológiai terhelés) (Thury, 2010). Ugyanakkor a hidraulikai terhelés az ilyen rothasztókban minimális, 0,04 m³/m³d. A sebesség 55 °C hőmérsékleten megduplázható, azonban lényegesen drágább a berendezés kiépítési költsége.

Az élelmiszeripari szennyvizek közvetlen biometanizációjánál a szennyvizek kis szerves anyag koncentrációja (mintegy 0,5-1 % szerves anyag tartalom) legtöbbször gondosan szabályozott hőcserét igényel, továbbá speciális iszapülepítést, reaktorkialakítást a nagyobb hidraulikus terhelés (1-3 m³/m³d) miatt jelentkező iszapkihordás megakadályozására. A cukoripari szennyvizek ilyen tisztítása során azonban bebizonyosodott, hogy a tisztítandó víz ásványi anyag összetétele, valamint a rothasztó kialakítása (hidraulikája) igen jelentős hatással

lehet a keletkező iszap állagára, morfológiájára. Kedvező esetben olyan iszapgranulálódás alakítható ki az ilyen szennyvizek biometanizációjánál, amely az eleveniszaphoz viszonyítva nagy sűrűségű, 1-3 mm átmérőjű, golyószerű iszapot eredményez. Ez az iszap mintegy lebeg az úgynevezett lebegő iszapágyas (USB – feláramló iszap-paplanos), vagy fluid állapotú granulált iszapréteges (EFB – expandált fluid ágy), intenzív anaerob rothasztóban. A tisztítandó víz folyamatos feláramlásban van a keletkező biogázzal egyetemben, ami lebegésben tartja benne az iszapot. Ennek megfelelően az ilyen tisztításnál az iszap mechanikus keverésére sincs is szükség. Az iszap egyenletes tápanyag ellátását a nagy hidraulikai, biológiai és gázterhelés eredményeként, eltérően a lakossági iszap rothasztásától, biztosítja a feláramló folyadékkal és gázzal, valamint a fluid állapotú iszapgolyócskákkal történő folyamatos keverés.

Az iszap sűrűsége következtében az ilyen anaerob szennyvíztisztítóban az iszap koncentrációja a 60 g/l körüli átlagos értéket is elérheti, az eleveniszapos tisztítók maximálisan 6-8 g/l értékével szemben (Lettinga et al., 1980; Hulshoff – Lettinga, 1986). A relatív iszapterhelés változatlanul tartása esetén is a tisztító térfogati teljesítménye (KOI eltávolító kapacitása) ezért mintegy megtízszereződik az eleveniszaposéhoz, valamint az anaerob iszaprothasztókéhoz képest. A vizsgálatok azonban azt is bizonyították, hogy a kedvező tápanyagellátás (jó bonthatóság) következtében az élelmiszeripari szennyvizek intenzív anaerob tisztításánál a szerves anyag akár 85-90 %-ából is keletkezhet biogáz, miközben minimális lesz az iszapozam, vagy iszaptermelés (**14. ábra**).

Napjainkra bebizonyosodott, hogy ilyen szennyvizek anaerob granulált iszappal történő biometanizációjánál a térfogati teljesítmény KOI eltávolításban akár a 15-30 kg KOI/m³ d értéket is elérheti. Persze biztonságosabb azokat 10-15 kg KOI/m³ d körüli terheléssel üzemeltetni. Ezzel egyidejűleg a szennyvíz átlagos tartózkodási ideje az anaerob iszaprothasztók 25 napjával szemben fél-egyharmad napra csökken. Ez teljesen más reaktorkialakítást igényel akét nagyságrenddel lecsökkent átlagos hidraulikus tartózkodási idő miatt.

Kiszámolható a fenti adatokból egyébként az ilyen intenzív anaerob szennyvíztisztítók ugyancsak jelentősen növekedő fajlagos gázhozama is. Minden kg eltávolított KOI-ból ugyanis 0,33 Nm³ metán keletkezik. A biogáz metán tartalma átlagosan 60-70 % körüli. Ebből az intenzív anaerob tisztító térfogat-fajlagos gáztermelése 5-7,5 m³/m³d. Mivel a biogáz fűtőértéke 7000 kcal/m³ is lehet a nagy metántartalma miatt, a fajlagos energia kihozatal a 35-52 ezer kcal/m³d értéket is elérheti.

A granulált anaerob iszap kialakítása, gyakorlati alkalmazása.

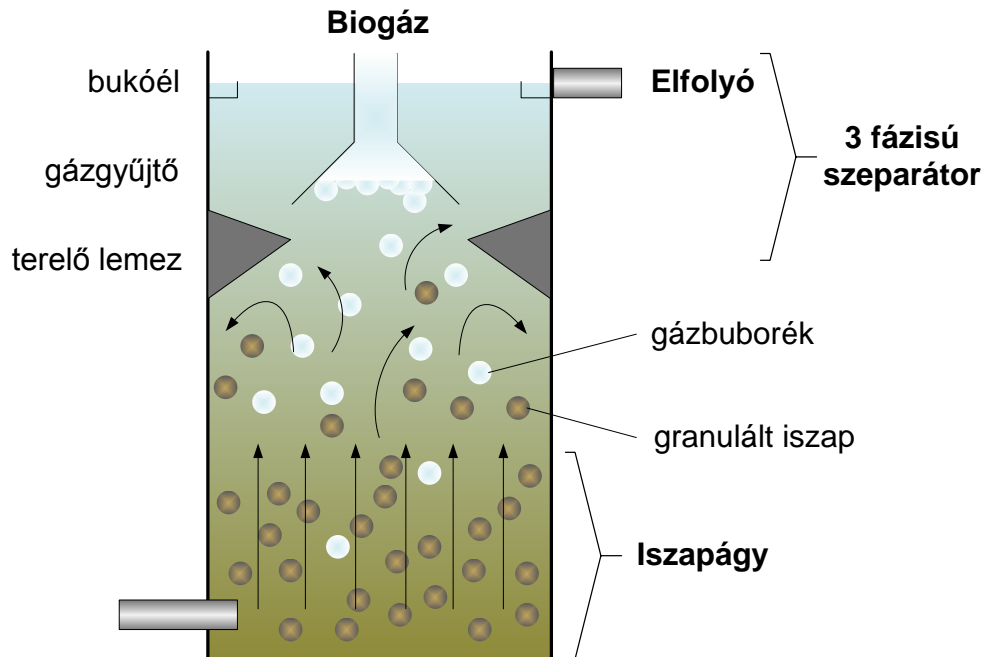
A nagy fajlagos térfogati kapacitás (teljesítmény) eléréséhez az anaerob reaktorokban a következő feltételeket kell biztosítani:

- (1) Életképes, nagyon aktív anaerob iszaptömeg fenntartása.
- (2) Az iszap és a szennyvíz közötti megfelelő érintkezés biztosítása a szemcséken belüli és a folyadék és iszapfázis közötti anyag-transzpor biztosításához (sebesség-korlátozó tényező).
- (3) Megfelelő környezeti tényezők fenntartása (hőmérséklet, pH, makro- és mikro-tápanyagok jelenlétének biztosítása, toxikus és/vagy gátló komponensek kritikus koncentrációinak kizárása).

A fenti feltétel mellett a gyakorlatban az anaerob baktériumtársulások specifikus aktivitására káros hatással lehetnek az anyagcseréjük közbenső és végtermékei is. A „kedvező környezeti feltételek” követelménye minden mikroorganizmus csoportra érvényes, amelyek részt vesznek a szerves anyagok átalakításokban (összetettebb szerves anyagok hidrolízise, savakká, hidrogénné, széndioxidá, metánná alakítása). Az immobilizált baktérium-aggregátumokban

kialakuló „pórusok” tartalmazzák a nagyon változatos baktériumtársulásokat így azokban általában nagyon specifikus környezeti adottságoknak kell, kialakulni. Ez különösen kiemeli a lebontási folyamatokhoz szükséges kiegyensúlyozott mikroorganizmus-társulás, mikro-ökorendszer megfelelő immobilizációjának rendkívüli fontosságát.

Az anaerob iszapréteges (ASB), majd feláramló anaerob iszapréteges (UASB – Upflow Anaerobic Sludge Blanket) technológiát Lettinga és munkatársai 1980-tól alakították ki (Lettinga et al, 1980).



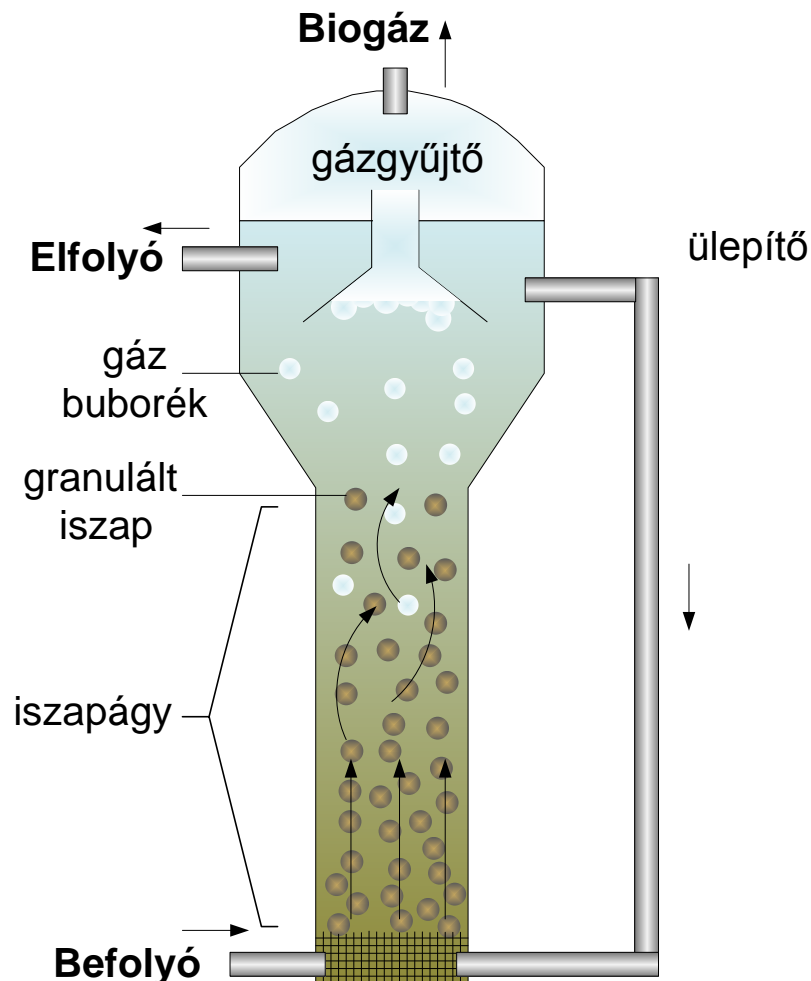
14. ábra Feláramló anaerob iszapréteges reaktor (UASB)

Nagy hidraulikai terhelhetőség (max. 2 m/h feláramlási sebesség), nincs mechanikai keverés (betáplálás és keletkező gáz elegendő, továbbfejlesztése IC-UASB)

Az UASB reaktor megnevezés és elv alapja, hogy az ilyen rendszerekben kiváló ülepedésű anaerob iszap keletkezhet, s a mechanikai keverést az üzemeltetésnél teljesen mellőzni lehet. Ha az iszapágyban a fajlagos térfogati (hidraulikai) terhelés elegendő az iszapnak a lebegésben tartásához, ez megoldható. Ilyenkor a folyadék és a keletkező biogáz feláramlása megfelelő keverést biztosít a rendszerben. Ehhez természetesen a reaktor alján a tápanyag elosztásának (folyadék bevezetésének) és a feláramlásának megfelelően egyenletesnek kell lennie. Az iszap-aggregátumok döntő része, melyek a biogáz keletkezésének és beállított folyadéksebességnek megfelelően, diszperz (granulált) állapotban lesz az iszaprétegben, hosszú időtartamban egyhelyben marad, s nem kerül ki a folyadékkal a reaktortérből. A biogázt természetesen el kell különíteni, vezetni a rendszerből, melyet az ilyen rendszereknél a reaktor felső részében kialakított gázgyűjtő szerkezet biztosítja. A gázgyűjtő valójában a reaktor felső részében kiépített gázfogó és ülepitő. Az ülepitő részben (gáztalanító és ülepitő) a kisebb iszap aggregátumok (iszappelyhek és szemcsék) ismételtlen összetapadnak, kiülepednek és a ferde lemezekon visszacsúsznak a reaktor aktív zónájába. A termelődő biogáz az ülepitő tér feletti gázkupolából kerül elvezetésre. A folyadék felületén rendszerint vékony habréteg stabilizálódhat. A gáz-folyadék szeparátor az anaerob iszapréteges reaktorok nélkülözhetetlen tartozéka (15. ábra).

Az expandált granulált iszap ágyas (EGSB) reaktoroknál az iszap sokkal keményebb, nehezebb szemcsés aggregátum, ami sokkal nagyobb feláramlási sebességgel működhet. A gáz-folyadék szeparátort azonban ezeknél is kellő biztonsággal kell tervezni, hiszen az iszap aggregátumok

ülepedő képessége esetenként jelentősen romolhat. Minél kisebb egyébként a granulálódó biomassza keletkezése (specifikus mikroorganizmus együttes keletkezése az adott szennyvízből), annál fontosabb a gáz-folyadék szétválasztó szerepe a tisztításnál. A fő különbség az EGSB és az UASB rendszerek között, hogy az EGSB reaktorban kizárólag granulált iszap van és lényegesen nagyobb abban az üres keresztmetszetre alkalmazott folyadéksebesség, ami $5-10 \text{ mh}^{-1}$, sőt néha 20 mh^{-1} is lehet. Az UASB reaktorban ugyanez az érték maximálisan csak 2 mh^{-1} -ra emelkedhet, fölötte az iszapkihordás már végzetessé válhat. Az EGSB reaktorok a nagy folyadéksebesség miatt magasabb kiépítésűek, mint a lebegő iszappaplanos változatok (15. ábra). Ez lényeges terület megtakarítást (alapterület) is eredményezhet.



15. ábra Expandált granulált iszap ágyas reaktor (EGSB 5-10, de néha 20 m/h feláramlási sebességgel)- Geometriája miatt helytakarékos, továbbfejlesztése UFB-EGSB

Az utóbbi évtizedek során továbbfejlesztették az EGSB rendszert is az úgynevezett feláramló fluidizált ágyas (UFB) rendszerre (Zoutberg et al., 1997), sőt belső recirkulációt is alkalmaznak az UASB (IC-UASB, azaz belső recirkulációs UASB) reaktoroknál. A utóbbi megoldásnál a reaktorgáz döntő hányadának az elvételéhez a reaktor fele magasságában egy gázkollektort építettek a reaktorba. Ennek a folyadék-szilárd-gáz keverékből a gázt szeparálják, az iszapos folyadékot pedig visszavezetik a reaktor aljára.

Az anaerob iszapgolyócskák stabilitásának függvényében az utóbbi megoldást, expandált granulált iszapos (EGS) rendszerként is üzemeltethetik. Ennél gyakorlatilag a teljes visszatartott iszapmennyiség bensőséges érintkezésben van a szennyvízzel, és szükségszerűen

aktív állapotban van (a mikroorganizmusok jelentős része immobilizált formában a granulumok belsejében él és szaporodik, folyamatosan részt vesz a szennyező anyagok átalakításában). Egyértelmű bizonyítéka ennek, hogy az ilyen, granulált iszaptömeg aktivitása, tápanyag lebontási sebessége rendkívül nagy.

A rendkívüli aktivitású iszap kialakítását és szükséges visszatartását, fenntartását az ASB rendszerekben csak megfelelően jól kiegyensúlyozott mikroorganizmus rendszerrel, immobilizált bakteriális ökoszisztémával lehet elérni. Az anaerob lebontás során többféle szintrópikus átalakítási reakció egyidejűleg megy végbe, ezért az ahhoz szükséges mikroorganizmus együttes kialakítása elengedhetetlen. Csak így lehet kiküszöbölni, pontosabban minimalizálni az lebontás közti termékeinek a nagyobb koncentrációban egyértelműen káros hatását, optimalizálni a teljes rendszer környezeti feltételeit, mint pH-t, redox potenciált, stb. Ez egyébként az egyszerűbb anaerob iszaprothasztók esetében is elengedhetetlen (Román, 2010)

Az intenzív anaerob rothasztók granulálódó iszapját ma már átoltással biztosítják, ami a környezet függvényében lassabban-gyorsabban szaporodik. Kedvezőtlen környezetben, mint a nagy kalcium tartalmú papíripari szennyvizek esetenként a mikroorganizmusok túlzottan fel is hígulhatnak. A jó minőségű, nagy sűrűségű granulált fölös iszap ugyanakkor ideális oltóanyag az új üzemek indításához, még abban az esetben is, ha a kezelendő szennyvíz szignifikánsan eltérő összetételű, koncentrációjú, stb. Előfordulhat azonban, hogy a nem adott szennyvízhez adaptált biotenyészet, esetenként problémát jelent az indításkor. Ilyenek a következők (Lettinga et al., 1999):

- Az iszap granulumok romlása, pl. az iszap szétesése következhet be.
- Gyorsan növekvő fonalas savképző baktérium szaporodhatnak el a biomasszában; ez megtörténhet, ha túl rövid idő van az iszap új tápanyaghoz történő adaptálódására, és/vagy túl kicsi az elősavanyítás mértéke.
- CaCO_3 kiválás jelentkezik a nagy Ca^{2+} koncentrációjú szennyvizeknél. A problémát meg lehet előzni a tisztított víz nyers szennyvíz áramba történő recirkuláltatásával.

Az anaerob iszapágyon keresztül felfele áramoltatott megoldással működő intenzív anaerob szennyvíztisztítási megoldások, mint az UASB és EGSB rendszerek ma már „érett technológiát” jelentenek. Az iszap immobilizációját szabályozó tényezők megismerése révén granulált iszap kialakítása ma már biztonságos. Ettől függetlenül annak az indításához és folyamatos üzemeltetéséhez is nagy szakértelemre van szükség. Ezzel magyarázható, hogy jelenleg kevés két cég meri felvállalni az ilyen technológiák építését. Az intenzív anaerob szennyvíztisztítás előnyei a hagyományos aerob tisztítással szemben összefoglalóan a következőkben összegezhetők:

- A kezelési költségek kicsik, mert az anaerob rendszer technikailag egyszerű és viszonylag nem is olyan költséges, miközben az üzemeltetéséhez általában nem szükséges külső energiaellátás, amely egyben a *robosztus jellegét* biztosítja annak.
- Hasznos energiát termel, amely a rendszer *fenntartható* üzemeltetését eredményezi.
- Az anaerob szennyvíztisztító gyakorlatilag bárhol és bármilyen üzemi méretben alkalmazható, mely rendkívüli rugalmasságának eredménye.
- A modern anaerob szennyvíztisztító reaktorokban nagy szennyezőanyag koncentrációjú szennyvizek is tisztíthatók, nagy terhelés-ingadozás mellett, kis reaktortérfogatban.
- A fölösiszap-hozam az anaerob szennyvíztisztítóknál általában lényegesen kisebb az anaerob mikroorganizmusok igen lassú növekedési sebessége, és az iszap kitűnő sűrűsödési tulajdonságai következtében.
- A keletkező fölösiszap általában kellően stabilizált.
- Az anaerob mikroorganizmusokat hosszú időn át (akár 1 évet meghaladóan is) életben lehet tartani táplálék nélkül is.

Gyakorlati alkalmazás és előnyei és befejező aerob tisztítás igénye

Az intenzív anaerob szennyvíztisztítás alkalmas a koncentrált, sok oldott anyagot tartalmazó szennyvizek gyakorlatilag iszaphozam nélküli előtisztítására, ezért az élelmiszeriparban igen sok helyütt megfelelő. Igen hasznos lehet ugyanott a gáztermelése, hiszen az rendszerint helyben hasznosítható is. Egy kukorica alapú alkoholgyártó üzem energiaigényének ilyen szennyvíztisztításnál akár a felét a szennyvíz energiájából (szerves anyag energiatartalma) lehet biztosítani. Már említett, de igen fontos előnye az intenzív anaerob szennyvíztisztításnak, hogy az iszapjának (granulált anaerob iszap) kitűnő a biológiai stabilitása. Ez az iszap anaerob környezetben tápanyag nélkül egy évig is aktív marad. A tisztítás tehát szezonálisan is üzemeltethető az élelmiszer feldolgozásával szinkronban (Bányai et al, 2009).

Az anaerob szerves anyag átalakítás során a cukrokból és zsírokból széndioxid és metán keletkezik. Ugyanígy van ez a fehérjékkel is, azonban azok nitrogént és kenet is tartalmaznak. Ez utóbbiak ammónium és kénhidrogén formájában szakadnak le a fehérjékről, aminosavakról. Az ammónium igen jól oldódik a vízben, s döntő részben oldott formában benne marad abban. A kénhidrogén az iszapban lévő fémekkel, elsősorban a vassal alkot csapadékot, csökkentve ezzel annak a gázfázisba (biogáz) jutását, s a gáz szennyezését.

Az intenzív anaerob tisztításon átesett szennyvíz ezen túl jelentős mennyiségű illó savat és anaerob úton nem fermentálható oldott szerves anyagot is tartalmaz (lebomlás mértékének megfelelően). Ezeket csakis aerob utótisztítással lehet eltávolítani a szennyvízből, az ammóniához hasonlóan. Sajnos az előtisztítás elfolyó vizének az összetétele, ammónium tartalma, NH₄-N : KOI aránya a tisztított szennyvíz függvényében meglehetősen változó, ezért az utótisztítást is annak megfelelően kell tervezni. Kis ammónium tartalom esetén a hagyományos eleveniszapos megoldás is elegendő lehet. Igen nagy ammónium többlet esetén különleges, kizárólagosan autotrof nitrogéntávolítás is elképzelhető. Ez utóbbiakra eddig csak a lakossági szennyvizek anaerob iszaprothasztásának az iszapvize esetében került sor.

Hivatkozások

- Bányai, Zs., Fazekas, B., Pitás, V., Kárpáti, Á. (2009): A szennyvíztisztítás energiahatékonysága, Műszaki Kémiai Napok, Veszprém, 2009. április 20. Kiadvány 35-39.
- Hulshoff Pol, L. W. – Lettinga, G (1986) New technologies for anaerobic wastewater treatment. *Wat. Sci. Tech.*, **18**, 41-53.
- Lettinga, G. –Hulshoff Pol, L. W.- Van Lier, J. B. – Zeeman, G. (1999) Possibilities and Potential of Anaerobic Wastewater Treatment Using Anaerobic Sludge Bed (ASB) Reactors (In: *Biotechnology 2nd Ed. V. 11a*, Wiley, 517-527.
- Lettinga, G. – Van Velsen, A. F. M. – Hobma, S: W. – De Zeuw, W. J. – Klapwijk, A. (1980) Use of the upflow sludge blanket (USB) reactor concept for biological wastewater treatment. *Biotechnol. Bioeng.* **22**, 699-734.
- Kárpáti, Á. (2002) Anaerob szennyvíziszap rothasztás. 1-18. Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás - Tanulmánygyűjtemény (No. 6.) Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék.
- Kárpáti, Á., Pitás, V., Reich, K. (2011) Energiahasznosítás élelmiszeripari szennyvizekből. Technológiai és üzemeltetési optimalizáció – II. Ismertgyűjtemény 19. füzet Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, 70-80.
- Román, P. (2010) Mezofil rothasztók szabályozása az Észak-pesti szennyvíztisztító telepen. Diplomadolgozat, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Szak, Veszprém.

Zoutberg, G. R. – Heynekamp, K. – Versprille, B. I. (1997) Anaerobic treatment of chemical wastewater in biobed EGSB-reactor. Proc. 8th Int. Conf Anaerobic Digestion, Sendai, Japan, May 25-29, 175-182.

Thury, P. (2010) Az anaerob iszaprothasztás után keletkező iszapvíz minősége és annak hatása a tisztítás főágára. PhD. Disszertáció, Pannon Egyetem, Veszprém

Példák és kérdések:

Szerves anyag élelmiszeripari szennyvízből intenzív anaerob módszerrel történő eltávolításánál $15 \text{ kg KOI/m}^3\text{d}$ térfogati teljesítmény is elérhető. Ha 1 kg KOI -ból $0,3 \text{ kg}$ metán keletkezik, s a biogáz metán tartalma 70% , mekkora a térfogategység által termelt napi biogáz mennyiség?

Az anaerob rothasztásnál 5% összes szárazanyag tartalmú iszap kerül be a 20 napos HRT-jű rothasztóba. Az iszap szárazanyag 80% -a szerves rész (MLVSS), aminek a tömegfajlagos KOI-je $1,5 \text{ kg KOI/kg MLVSS}$. Mekkora az iszaprothasztó egy köbméterének a fajlagos biogáz hozama, ha a gáz metán tartalma 60% ?

Mekkora a fenti példánál a HRT, a annak a különbsége milyen reaktorkialakítási eltéréseket követel meg a reaktortérfogat szükséges keverésének a kialakításához?

Miért kell az intenzív anaerob tisztítók tetejére iszapülepítő tér?

Hogyan lehet a biogázzal fokozott keverést, tökéletesebb tápanyagellátást biztosítani az intenzív anaerob tisztításnál?

6. Az eleveniszapos biológiai tisztítás intenzifikálása

Az eleveniszapos rendszerek kezdeti változatai

Az aerob eleveniszapos tisztítás a szennyvíztisztítás kialakulásával indult meg a múlt század elején. Kezdetben egyetlen medencében, ami ciklikusan levegőztető, majd ülepítésre használták a tisztított víz eleresztése, leszivattyúzása előtt. Tökéletesen kevert lévén a levegőztetett ciklusában a mikroorganizmusok abban lebegő iszappelyhekben éltek, szaporodtak, vették fel, alakították széndioxiddá és iszappá a szennyvíz szerves anyag tartalmát. Kezdetben ezzel párhuzamosan terjedtet a biofilmes tisztítás is, amit abban az időszakban gyűjtött, vagy zúzott kötőrmelékkel építettek ki, mint biofilm hordozóval. A „töltetet” felülről ciklikusan locsolták a szennyvízzel, illetőleg alóla is forgattak arra megfelelő mennyiségű lecsurgott vizet, ami a biofilm ciklikus nedvesítését, oxigénellátását biztosította. A biofilmes rendszer után is kellett megfelelő ülepítő, ami az időnként leszakadó biofilmet a befogadótól visszatartotta.

Az eleveniszap a terhelés ingadozásának elviselésére koncentrációjának, s azzal kapacitásának az értelemszerű változtathatósága miatt is megfelelőbbnek tűnt. A biofilmes rendszerek alkalmazhatósága az eljegesedés veszélye miatt is korlátozott volt. Az eleveniszapos megoldásnál a levegőztetett- és ülepítőmedence szétválasztása után a cél a minél kisebb levegőztetőben és minél olcsóbb, mégis kellő mértékű szerves anyag eltávolítás lett. Az ülepítő méretét, hidraulikai terhelését az iszapüledés sebessége ugyanis egyértelműen behatárolta.

A ma üzemelő kommunális szennyvíztisztítók döntő része folyamatos szennyvíz betáplálású eleveniszapos rendszerű. Ez hasonló tisztított víz elfolyást is jelent. Ez a megoldás hasonló homok és zsírfogással, valamint fertőtlenítéssel egyszerű, biztonságos üzemeltetést, és minimális térfogatigényt jelentett egészen az eleveniszapos – biofilmes hibrid megoldások kifejlődéséig (Kárpáti, 2011).

A folyamatos átfolyású (ugyanakkor megfelelő iszaprecirkulációt is biztosító) rendszereket reaktortechnikailag csőreaktorként és tökéletesen kevert tankreaktorként is ki lehetett építeni. A csőreaktor persze csak álom, az mindig medencesorból kiépülő csőreaktor jelleget biztosító kaszkádsor lett. Bizonyos mértékű visszakeveredés a levegős keverés miatt azokban mindig kellett legyen. Általában tankreaktorok sorozatából épül ki a tisztítás, amely nagy elemszám esetén egyre jobban közelíti a csőreaktor jelleget. A dugószerű áramlású rendszerek elvi sajátosságai a **16. ábrán** láthatók.

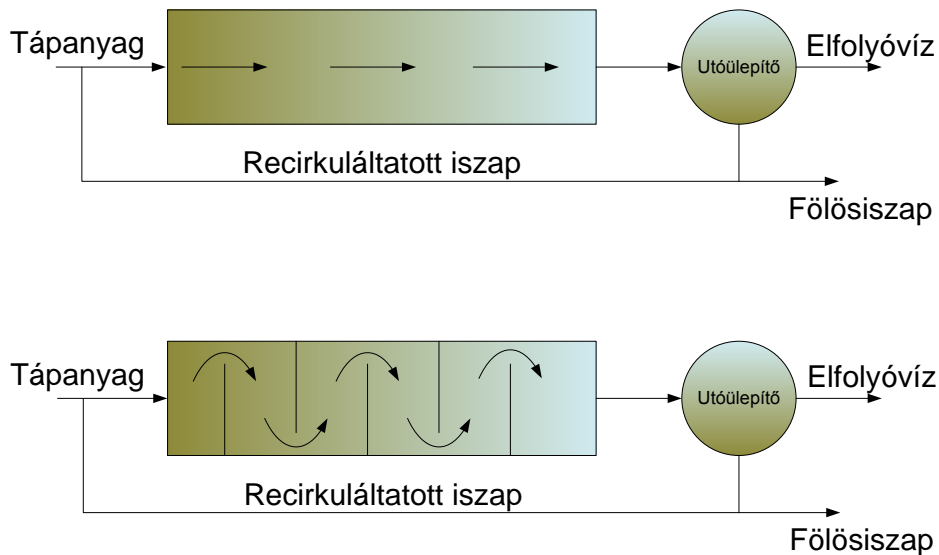
Az ilyen rendszerek gyakran azért működnek gyengébben, mert bennük a folyadék áramlási iránya mentén nem az aktuális igényeknek megfelelő a levegőellátottság. A betáplálási pont körül igen nagy oxigénigény jelentkezik, s az oldott oxigén (DO) koncentrációja szinte nullára csökkenhet. Egyenletes levegő befúvásnál a kilépő végen felesleesen nagy oldott oxigén (DO) koncentráció alakulhat ki. Az iszap ciklikus, és viszonylag nagy terhelése (csak szerves anyag eltávolítás) ugyanakkor a korábbi árkos kiépítésű, csőreaktorszerű rendszereknél rendkívül jól ülepedő iszapot eredményezett.

A dugószerű folyadékmozgásnál jelentkező egyenetlen oxigénellátás mérséklésére több ponton történő, egyre csökkenő mértékű levegőbetáplálással üzemelő reaktorokat építettek. Más megoldás lett a hossz menti több pontos szennyvíz bevezetés, egyenletes levegőztetés mellett.

A csőreaktor elvű rendszerek oxigénellátásánál észlelt elégtelenségek vezettek el a „tökéletesen kevert” reaktorok (tankreaktorok) megvalósításáig. Ezek kör, négyzet és téglalap alakúak is lehettek. Kezdetben felületi légbevitellel (rotorok), később fenék közeli levegőbevitellel kialakítva. Az utóbbiak vízmélysége a kompresszoros levegőellátásnál akár toronyreaktorra is alakíthatta a rendszert. A levegőbevitel fajlagos költségének a csökkenése ugyanakkor a légfúvók alkalmazásával a 4,4-6 méteres vízmélység kiépítését tette általánossá.

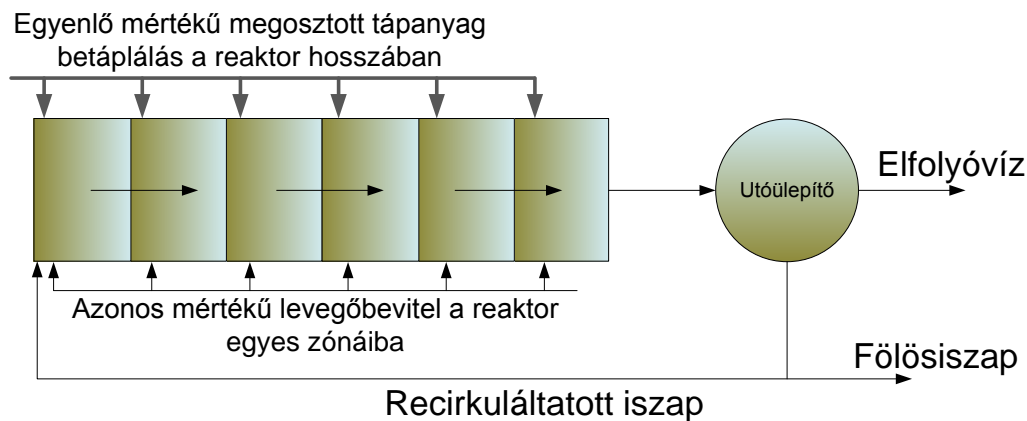
Ugyanez igaz a légbeszívásos fenékkeverők és az légbefúvással működő hasonló, keveréssel történő levegő diszpergáló megoldásokra is.

„Csőreaktorszerű” kiépített eleveniszapos rendszer



16. ábra A csőreaktorszerű kiépítés módzatai

[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.]



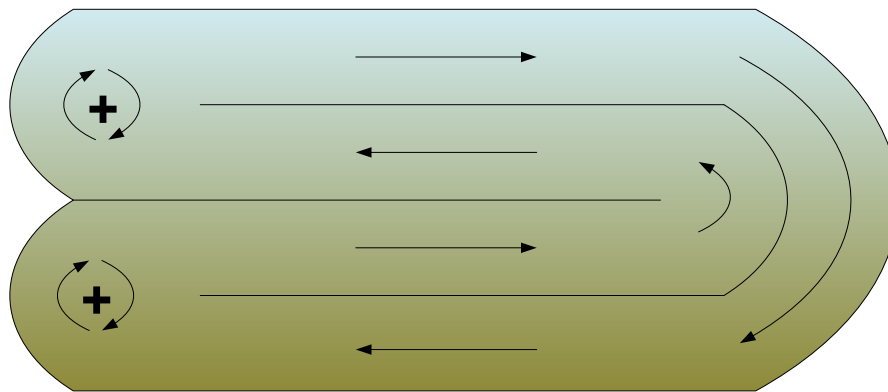
17. ábra Dugóáramú elven működtetett eleveniszapos rendszer több ponton történő tápanyag-betáplálással

A csőreaktor jellegű medencék kör alakúvá alakítására a Kessener kefék felületi levegőztetés széles körű elterjedésével párhuzamosan került sor. Ezekben 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 eleveniszapos medence rendszerint körscatornaszerűen kialakított az ilyen rendszereknél. 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 oxigénkoncentrációt biztosítanak. A levegőbeviteltől távolabbi, kevésbé kevert helyeken a nagyobb iszappelyhek belső, anoxikus térrészeiben ugyanakkor szimultán denitrifikáció is kialakulhat.

A **18. ábra** látható megoldás szinte mindig külön ülepítővel épül ki, miáltal a rendszer nagyobb terheléssel is működtethető. Finombuborékos levegőztetésnél a folyadékmozgatást rendszerint 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.

Carrousel- (hosszan levegőztetett rendszer)



+ Felületi levegőztető

18. ábra Többsatornás Carrousel-rendszer

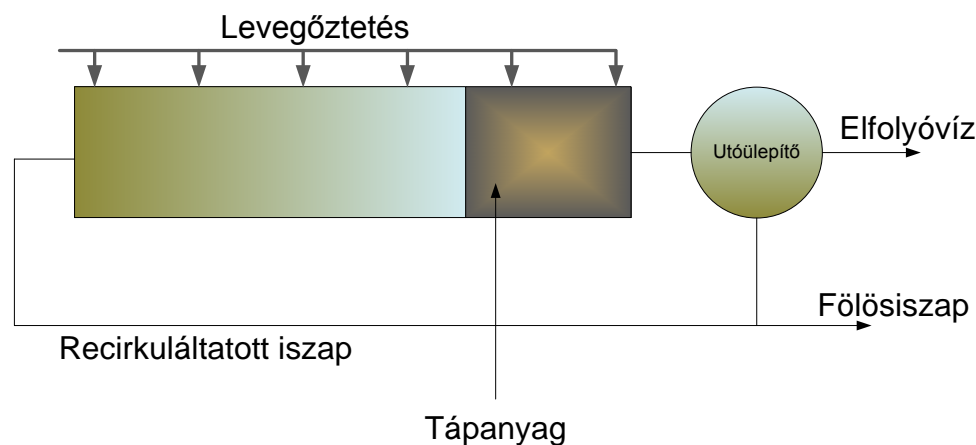
Más megoldás a **19. ábra** látható, úgynevezett kontakt-stabilizációs eljárás. Ezzel megvalósítható a szilárd, lebegő kolloid anyagok adszorpciója a biomassza iszappelyheiben. Ilyenkor a nyers szennyvíz és a recirkuláltatott iszap keverékét egy kisebb levegőztetett reaktortérben maximálisan 1 órás tartózkodási 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.

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 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, melyből következik, hogy a hagyományos tisztítóknál nagyobb MLSS-koncentráció tartása, hatékony levegőztetőberendezések és a rendkívül rövid HRT a jellemző az ilyen megoldásoknál. A fajlagos

iszapozama 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 ülepedhető (még akkor is, ha a koagulációt előzetes vegyszeradagolással elősegítik). Nagy szerves anyag terhelésű (BOI₅) rendszerekben a nitrifikáció nem biztosítható. Ez a probléma jelentkezik a már bemutatott kontakt-stabilizáció esetén is.

Kontakt stabilizációs eljárás



19. ábra A kontakt stabilizációs eljárás

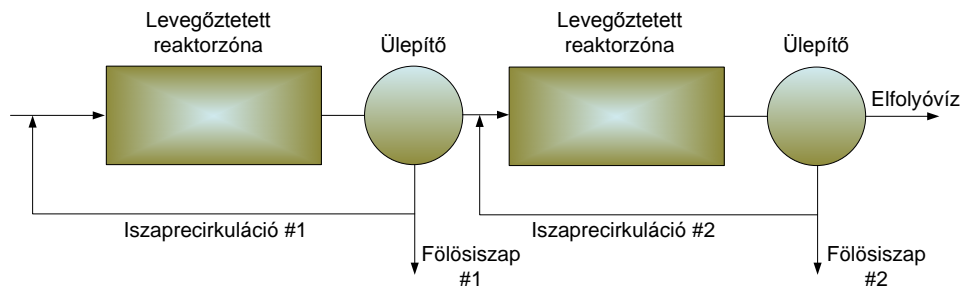
Elvileg hasonló megoldással működik a Németországban kifejlesztett úgynevezett AB, vagy két iszapkörös eljárás első iszapköre, ahol a jobb tisztított víz minőség érdekében a nagy terhelésű első lépcsőt egy második, kisebb terhelésű követi (20. ábra). A második, kis szerves anyag terhelésű iszapkörben 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 többlépcsős szennyvíztisztítás a toxikus vagy inhibíciós hatás kivédésére is nagyon szerencsés. Az első lépcső heterotrof biomasszája arra kevésbé érzékeny, s iszap-adszorpciójával 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 rendszerél alapelv.

Kétlépcsős (két iszapkörös) eleveniszapos eljárás



20. ábra Kétlépcsős eleveniszapos eljárás (AB)

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 nyílnak, melynek bemutatására majd a nitrogénátalakítás részletesebb ismertetésénél kerül sor.

Iszapgranuláció hasznosítása eleveniszapos rendszerként

Az eleveniszap aerob granulálódásáról először 1991-ben adtak hírt japán kutatók (Mishima and Nakamura (1991)). Az ilyen granulációt bizonyára korábban is megfigyeltek mások is, de azt nem minősítették az eleveniszaptól eltérő iszapformának. Granulálódó iszap esetében az utóülepítés térfogatigénye lényegesen kisebb, s a teljes iszaptömeg jóval többet lesz a levegőztetett térben, mint az oxigénhiányos fenékiszapban. Fölfokozott ezért az érdeklődés az aerob granulált iszap kialakításának lehetőségére. Sajnálatos azonban, hogy ilyen iszapot eddig még csak ciklikus betáplálású, hasonló levegőztetésű, úgynevezett SBR reaktorokban sikerült előállítani. Bebizonyosodott, hogy a granuláció széles terheléstartományban is biztosítható, azonban éppen a speciális rendszer miatt jelentősebb térfogati terhelés a viszonylag híg lakossági szennyvizeknél nem realizálható.

Aerob iszapgranuláció SBR üzemmódban

Az aerob granulált iszap viszonylag nagy sűrűségű, gömbszerű, 1-3 mm átlagos átmérőjű részecskékből áll. Szemcséi milliós nagyságrendben tartalmaznak különböző mikroorganizmusokat, így a hagyományos eleveniszaphoz hasonlóan kevert kultúrák, vagy mikroorganizmus együttesek. Egyedei fajtájuknak megfelelő úton és aktivitással bontják le a szennyvízben található szennyező komponenseket. Iszapszemcséi ugyanakkor rendezett, sűrű, erős szerkezettel és jó ülepedési tulajdonsággal rendelkeznek. Jelenleg csakis SBR reaktorokban (ma már széles körben elterjedt a városi és ipari szennyvízkezelésben) alakítható ki. Más típusú berendezésekben a baktériumok maguktól nem aggregálódnak a közöttük fellépő taszító elektromos erőhatások és a nagymértékű hidratáció miatt.

Aerob granulált iszapos SBR reaktoroknál a szennyvíz kezelése négy fő lépésből áll: szennyvíz beadagolás, levegőztetés, ülepités, tisztított víz elvezetése. Az ülepedési idő és térfogatcsere arány, valamint a tisztított víz elvételi ideje jelentik a legfontosabb szelekciós hatásokat az ilyen rendszerben. Ezek megfelelő szabályozásával érhetjük el, hogy megfelelő mikroorganizmusok szaporodjanak el a rendszerben és ezzel jó minőségű aerob iszapot állíthassunk elő.

Az aerob iszapgranulációt befolyásoló főbb tényezők

Tápanyag-összetétel hatása:

A granulátum szerkezetét és mikroorganizmusok összetételét nagymértékben befolyásolja a szénforrás típusa. Az elsősorban glükózt fogyasztó granulált iszap fonalas szerkezetű (ilyen formában szaporodó mikroorganizmusok dominálnak abban), míg az acetát fogyasztó granulált iszap nem fonalas, nagyon tömör szerkezetű, melyben a pálcika alakú baktériumok vannak túlsúlyban (Liu and Tay, 2004).

Szerves anyag terhelés hatása:

Az aerob granulált iszap nagy szerves anyag terhelés mellett is jól alkalmazható (2.5-15 kg KOI/m³d) (Moy et al., 2002 and Liu et al., 2003a), pontosabban ilyen terheléstartományban is stabil granuláció biztosítható. Az iszapterhelés nem befolyásolta a kialakuló szemcsék alakját, sűrűségét, száraz iszaptömeg sűrűségét. Az ülepedésekor mérhető iszapindex is egyformán kicsi, mintegy 50 ml/g körüli volt, ami nagyon jó ülepedést biztosít. A terhelés növekedésével azonban a szemcsék mechanikai stabilitása csökkent, könnyebben szétesővé váltak, illetőleg a folyamatos terhelésnél megfelelő idő után szét is estek kisebb részekre.

Az SBR tisztítónál a szerves anyag terhelést a hidraulikus terhelés, illetőleg az azt meghatározó ciklusszám, vagy ciklusidő határozza be. Mindig jó és kellő mértékű kiülepedés esetén a tiszta fázissal ciklusonként a reaktortérfogat adott százalékát kitevő tiszta rész távolítható el. Bebizonyosodott, hogy a granulált iszap szerkezetét elsősorban a reaktorban kialakuló nyírófeszültség határozza meg (Shin et al., 1992). Az extracelluláris poliszacharidok (polielektrolit jellegű képződmény) meghatározó szerepet játszanak a sejtek összetapadásánál, és a szemcsében történő tartós rögzítésénél. Ezek a ragasztó anyagok ugyanis biológiailag kellően stabilisak a tartós hatás kifejtéséhez. A nagy nyírófeszültséget tűrő mikroorganizmusok több poliszacharidot választanak ki (szelekció). Következésképpen a fokozott poliszacharid termelés csak nagyobb nyírófeszültséget eredményező berendezés kialakításánál, levegőztetésnél eredményezheti tömörebb és erősebb szemcseszerkezet kialakulását az aerob granulátumnál (Liu and Tay, 2004).

Ülepedési idő:

Az SBR reaktorokban a szennyvíz kezelése több egymást követő műveletből tevődik össze. Ezek az ülepités, tiszta rész elvétel, fölösiszap iszapelvétel, friss szennyvíz feltöltése, levegőztetés, keverés. Ezek közül több egyidejűleg is mehet, pontosabban a megkívánt vezérlés, vagy szabályozás (levegőztetés) szerint történik. Közülük az ülepités időtartamát az ülepedés határozza be. Ezt kell a granulációval felgyorsítani. A többi művelet időigényét a segédberendezések (szivattyúk, levegőztető) kapacitása, valamint a rendszer fajlagos hidraulikus terhelése (ciklusszám) határozza be. Az ülepedési idő rövidítésével a biomasszában levő mikroorganizmusok összetétele változtatható, s a granulált iszap képződése fele tolható el. A jól ülepedő granulálódó részek a rendszerben maradnak, míg a nehezen ülepedő, pelyhes frakció folyamatosan kimosódik. A granulált iszap kialakításánál így az ülepedési sebességen alapuló szelekció kerül hasznosításra. Ebből adódóan lényeges a stabil üzemeltetés ülepedési idejének az optimális megválasztása is. A kellően érett szemcsék általában 1-2 perc alatt kiülepednek a laboratóriumi egységekben, s felül tiszta folyadékfázis alakul ki (Beun et al.,

2000). A könnyen visszatartható biomassza gyors és hatásos szennyezőanyag eltávolítást tesz lehetővé a reaktorban. A kiváló ülepedési tulajdonságokkal rendelkező granulált iszap fontos az eredményes biológiai szennyvíztisztításhoz.

Hidraulikus terhelés, tartózkodási idő:

Az ülepedési sebességen túl az SBR reaktor feltöltési és levegőztetési, valamint a leürítési ciklusideje is megszabja a hidraulikus szelekciót a mikroorganizmus csoportok között. Ha a levegőztetés ciklusideje kisebb, mint 3 óra a lakossági szennyvíz esetén, a nitrifikálók a túlzott fajlagos szerves anyag terhelés miatt (kis iszapkor) kimosódnak a granulálódó iszaptól. Ezzel szemben a túlzott ciklusidő, mint a 24 órás ugyan a terhelésben jó lenne, de ennél a hidraulikus szelekció elégtelen az iszapgranulációhoz. Jól nitrifikáló granulált iszap 6 és 12 óra közötti ciklusidő esetén tud megfelelő mértékben kialakulni. A rövid ciklusidő általában nagyobb mikrobiológiai aktivitást és poliszacharid termelést eredményez, valamint javítja a sejtek, illetőleg az iszaprészek hidrofóbítását (Liu and Tay, 2004). Látható tehát, hogy a lakossági szennyvíz esetében a terhelés csak viszonylag szűk tartományban változtatható. A hagyományos eleveniszapos rendszerrel összehasonlítva annak a 12-24 órás hidraulikus tartózkodási idejének megfelelő lesz. Ez a lakossági szennyvíz esetében mindössze 1-2,5 kg KOI/ m³d térfogati terhelést jelent.

Aerob éhezési szakasz:

Az SBR reaktorban a szennyvíz beadagolás, levegőztetés, ülepités és a tisztított víz elvétel szakaszos üzemben valósul meg. Ebből következik, hogy a mikroorganizmusok szaporodása alárendelt a reaktor periodikus környezet-változásának. A szennyvíz tisztításának időtartama csökkenthető a műveleti ciklusok számának növelésével (Liu and Tay, 2004). Illetőleg azon belül az egyes szakaszok időtartamának a csökkentésével. A nyers szennyvíz bevitele a levegőztető térbe rendszerint közvetlenül a tiszta víz elvétele után történik minél rövidebb idő alatt (kiegyenlítő, előtároló medence és szivattyúkapacitás függvényében). A levegőztetés a folyadékfeladás alatt már működhet, bár esetenként speciális okokból (többletfoszfor eltávolítás, denitrifikáció) csak valamivel később indítják.

A levegőztetési fázis általában két szakaszból áll. A bevezető első szakaszában a vizes fázisban levő tápanyag (oldott szubsztrát) mennyisége a minimális értékre csökken. Ezt követően ebben a szakaszban nem történik tápanyag utánpótlás. Így az éheztetés következtében megnő a baktériumok hidrofóbítása, ezzel elősegítve a jobb tapadásukat. Ezzel a szelekcióval is pozitív hatás biztosítható a granulálódáshoz. A kezelés során alkalmazott tápanyagellátás szabályozással jobb mechanikai stabilitású granulátumok nyerhetők. Természetesen a reaktor már korábban említett többi műveleti ciklusa is fontos szerepet játszik az aggregátumok képződésében.

Az SBR reaktorban az aerob granulált iszap 0,7 és 0,1 mg/l oldott oxigén koncentrációnál kialakul, valamint 2 mg/l oldott oxigén koncentráció felett is sikeresen fejlődik. Következésképpen a DO koncentrációja nem döntő fontosságú a granulátum kialakulásában. A pH, illetve hőmérsékletet illetően hiányosak az információk.

A hidraulikus szelekció kapcsán szükségszerű, hogy az SBR egység nagy magasság/átmérő aránnyal épüljön, hogy az iszaprészek ülepedése során érvényesülő szelekció kellő mértéket érjen el. Ez egyben kis fajlagos alapterület igényt is eredményez, amit persze nagyobb szabályozásigény kompenzál (Liu and Tay, 2004). Nincs azonban szükség iszapülepitőre, amely a hagyományos rendszerek térfogatigényének a felét-negyedét is jelentheti.

Szaporodás-gátlás (inhibíció):

Granulált iszap csak akkor alakul ki, ha a szabad ammónia a koncentráció 23.5 mg/l érték alatt van. Egyébként a nitrifikáció már teljesen gátolt 10 mg/l szabad ammónia koncentráció felett is. A heterotróf és nitrifikáló baktériumok fajlagos oxigén felhasználási sebessége harmadánegyedére csökken, ha a szabad ammónia koncentrációja 2,5 mg/l-ről 39,6 mg/l-re nő. A nagy szabad ammónia koncentráció következtében a sejt hidrofóbicitása, valamint az extracelluláris poliszacharid termelése is lecsökken. Valószínűsíthetően a hidrofóbítás és a poliszacharid termelés megváltozása a felelős az aerob granulált iszap hiányának a nagy szabad ammónia tartalmú vízben (Liu and Tay, 2004). A szabad ammónia a granulált iszap képződését a mikroorganizmusok energia anyagcseréjének gátlásával akadályozza meg (Yang et al., 2004b).

Levegőztetés:

Az aerob granulált iszap tömör struktúrájú, mérete 0.5 és 2 mm között változik, az anyag átvitel nehézkes, különösen az oxigén transzport, ezért a hagyományos iszappal szemben ez különösen fontos a granulált iszap esetén. Alacsony oxigén ellátás anyagátviteli korlátozást és a granulált iszap instabilitását, granulátumot körülvevő membrán vastagságának növekedését okozhatja. A levegőbuborékok nagyobb feláramlási sebessége okozta nyíróhatás növekedés a laboratóriumi levegőztetett oszlop-reaktorokban kompaktabb, tömörebb iszapgolyókat eredményezett. 1,2 cm/s alatti gáz feláramlási sebességnél nem is granulálódott az iszap, de még 1,4-2,0 cm/s gáz feláramlási sebességnél is széteső, kis mechanikai stabilitású részecskék keletkeztek. Ezért kell nagyobb levegő feláramlást biztosítani a jó granulációhoz. A legtöbb közlemény 1.2 cm/s-nál nagyobb gázsebességet említ. A nagyobb levegőbevitellel ugyanakkor megnő az energiaigény is (Liu and Tay, 2005)

Az aerob granulált iszap tulajdonságai

Összehasonlítva a laza, pelyhes, szabálytalan, hagyományos iszap flokkulátummal, az aerob granulált iszap:

- sűrűbb és erősebb mikrobiológiai szerkezettel rendelkezik
- szabályos, tiszta, sima, gömbölyű felületű
- kontrasztosabbak a szilárd részecskéi mind a kevert, mind az ülepedési időszakban
- nagy iszap visszatartással és kiváló ülepedési tulajdonságokkal rendelkezik
- ellenálló az elfolyással szemben
- jobban elviseli a nagy szerves anyag terheléseket (terhelésingadozást)
- kevésbé érzékeny a toxikus szerves anyagokkal és nehézfémekkel szemben

A kiváló üleppíthetősége révén könnyebb a tisztított elfolyó víz és a granulált iszap elválasztása a technológiai folyamat végén (Liu and Tay, 2004).

Mikroorganizmusok elhelyezkedése a granulátumon belül: A vizsgálatok alapján az ammónium-oxidáló baktérium, a Nitrosomonas spp. általában a granulátum belsejében 70-100 µm-es mélységben található, a granulátum járatokat és pórusokat tartalmaz, amelyek akár 900 µm-es mélységbe benyúlhatnak. Ezek a csatornák és pórusok elősegítik az oxigén és a tápanyag bejutását a granulátum belsejébe, valamint a bomlástermékek kijutását azokból. Az anaerob baktériumok 800-900 µm-es mélységben találhatók, ahol, már megfelelően kis koncentrációban van jelen oxigén. Az aerob iszap ideális átmérője kevesebb, mint 1600 µm. 800-1000 µm-es mélységben már elhalt sejteket is találhatunk (Toh et al., 2003). Következésképpen a kisebb granulátumok eredményesebbek a szennyvíztisztítás szempontjából, mivel kevesebb elhalt mikroorganizmust tartalmaznak. A szerves anyag oxidációja és a nitrifikáció szempontjából lényeges az oxigén eloszlása a granulátumon belül. Az oxigén penetráció fokozatosan csökken a granulátum méretének növekedésével,

természetesen lokális oxigénbevitelre is mód van az ilyen granulumban az említett belső csatornák révén.

Aerob granulált iszap alkalmazása

A szennyvíztisztítás teljesítménye nagymértékben függ a reaktor biomasza koncentrációjától, konfigurációjától, az oxigénellátottságától és a szennyezőanyag terhelésétől. A granulált iszap tulajdonságainál fogva képes nagy mennyiségű biomasszát visszatartani, ami az erősen szennyezett ipari elfolyó vizek esetén nagy térfogati terhelések alkalmazását is lehetővé teszi az aerob tisztításnál is. A lakossági szennyvizek esetén a térfogati, vagy iszapterhelés fokozása az SBR rendszerben láthatóan jelenleg még korlátokba ütközik, de nem kizárt, hogy éppen a lakossági tisztítók iszapvizének a tisztítása területén lehet a megoldással gyorsabb sikereket elérni. Ha nem is a szerves anyag, de nitrogéneltávolítás intenzifikálásában ez mindenképpen elképzelhető. Még kedvezőbb lehet a hatása, ha olyan segédanyagokkal, adszorbensekkel, hordozókkal kombináltan alkalmazzák, melyek ezt a hatását fokozni is képesek.

A szennyvíztisztítási gyakorlatban mind az aerob, mind az anaerob granulált iszap fejlődése számottevő. Az aerob granulált iszap számos pozitív tulajdonsága ellenére a gyakorlatban még nem olyan elterjedt, mint anaerob változata. Az aerob granulációt jelenleg csak SBR reaktorokban alkalmazzák hatékonyan, mivel más típusú berendezésekben nem állnak rendelkezésre az aggregációhoz szükséges feltételek.

Az aerob granulált iszap számos kedvező tulajdonsággal rendelkezik, ellenálló az elfolyással szemben, jobban elviseli a nagy szerves anyag terhelést, kevésbé érzékeny a toxikus szerves anyagokkal és nehézfémekkel szemben, nagy iszap visszatartással és kiváló ülepedési tulajdonságokkal rendelkezik. Utóbbi tulajdonságánál fogva az SBR reaktorban az ülepedési periódus időtartama lecsökkenthető, így a műveleti ciklusok száma növelhető. A granulált iszap képes nagy mennyiségű biomasszát visszatartani, következésképpen jól alkalmazható nagy térfogati terhelésű rendszereknél.

Több paraméter azonban károsan hathat a granulátum fejlődésére. A nagy szabad ammónia tartalom a hidrofóbítás és a poliszacharid termelés megváltozása miatt gátolja a granulált iszap kialakulását. Minél nagyobb, vastagabb a granulátum, annál kisebb mértékű lesz az oxigén penetráció a szemcsékben, valamint az alacsony oxigén ellátás anyagátviteli korlátozást és a granulált iszap instabilitását okozhatja. A levegőztetés mértékének növelésével javítható az oxigén ellátás, ezzel párhuzamosan azonban megnő az energia ráfordítás is. Ezért fontos az üzemelés során az optimális viszonyok beállítása.

Szennyvizek tisztítása fluidizált biofilmes rendszerekkel

A lakossági szennyvizek tisztításánál ma az eleveniszapos megoldás egyeduralgó, ugyanakkor a biofilmes reaktortechnika fejlesztése jelenleg messze ígéretesebbnek tűnik. Az eleveniszapban ugyanis a mikroorganizmusok egymáshoz tapadt formában, apró „pelyhecskében” élnek, szaporodnak. Ezek a keverés nyíró hatására ciklikusan kisebb egységekre aprózódnak, majd ismét nagyobb egységekké állnak össze. A kutatások szerint ezeknek a pelyhecskének a mérete 30-70 mikrométer körül alakul. Ezen a térfogaton belül a folyamatos átkeveredés és a diffúzió szállítja a tápanyagokat (szerves anyag, oxigén, nitrogén, stb.) a sejtek membránjához. Szükségszerű tehát hogy ciklikusan bizonyos koncentráció gradiens is kialakulhasson az eleveniszap ilyen egységein belül, melyet azonban az időszakos átkeveredés (konvekció) többé-kevésbé kiegyenlített. A szimultán denitrifikáció bizonyítja legjobban, hogy a lebegő iszaprészek belsejében statisztikusak kialakulnak oxigénhiányos körülmények, holott a pelyhecské közötti víztérben néhány mg/l-es oxigénkoncentráció mérhető. Az eleveniszap pelyhecskéi a biofilmhez képest ugyanakkor igen jól átkevert

rendszernek tekinthetők. Az előzőnél a legfőbb gond, hogy az iszap koncentrációja nem növelhető 6-7 g/l fölé annak a gyenge ülepedési, sűrűsödési hajlama miatt. Ezen nehezítőszerekkel, illetőleg legújabban a membrános fáziseparációval igyekeznek segíteni. Az utóbbi már az iszapkoncentráció megduplázását jelenti.

A biofilmekről bizonyított, hogy a felső 100 mikrométeres rétegébe jut csak be az oxigén, alatta pedig a hordozó felülete fele haladva az anoxikus (oxigénmentes, de nitrát tartalmú) majd anaerob (oxigén-, és nitrát-mentes) körülmények uralkodóak. Ezek a biofilm szerves anyagának a hidrolízisét és fermentációját segítik elő, ami iszaphozam csökkenést eredményez. Az anaerob hidrolízis és fermentáció során keletkező termékek a külső sejteknek tápanyagul szolgálnak, de azok is hamarosan ugyanerre a sorsra jutnak a film egyirányú növekedése eredményeként (Dorias et al, 2002).

Sokáig megoldhatatlannak tűnt a „dolgozó iszaptömeg” jelentősebb koncentrációja a biofilmes rendszereknél is. Az intenzív anaerob szennyvíztisztításnál ezen a granulálódó iszap felfedezésével sikerült túllépni. Ott a gyorsan ülepedő, 1-2 mm-es golyócskákat képező iszaptömeg koncentrációja már 50-60 g/l-t is elérte. Ez értelemszerűen a pelyhes rendszerhez képest többszörös térfogati teljesítményt biztosíthat.

A biofilmes rendszerek iszapkoncentrációja ugyanakkor a hordozó nehezítésével, s egyidejűleg fluidizációs üzemeltetéssel is növelhető (Mulder, 2003). Az első a jó ülepedés elérése érdekében látszik szükségesnek, az utóbbi pedig az iszaprecirkulációt és a folyamatos tápanyagellátást biztosítja. A folyamatos tápanyagellátás persze csak a teljes folyadék fázisra igaz, sőt az áramlás és levegőztetés megfelelő alakításával egy ilyen rendszerben elvileg még eltérő tápanyag-, és oxigén-ellátottságú terek kialakítása is megoldható. Ezen túl a biofilm diffúziós gátlása miatt a biofilm mélysége függvényében a különböző tápanyag-ellátottság eleve szükségszerű. Ez a biofilm egyes rétegeiben az ott uralkodó körülményeket kedvelő mikroorganizmus csoportok dominanciáját, megfelelő szelekcióját, adaptációját eredményezi. Az első ilyen ipari berendezést Hollandiában állították üzembe a múlt század nyolcvanas éveinek közepén, s azóta is kitűnően üzemel (Mulder et al, 1995). Sikerült megoldaniuk az iszap ülepedését és recirkulációját is egy teljesen új, a levegőztetett oszlop tetejére épített gáz és lebegő anyag szétválasztó résszel. A levegőztetést a viszonylag magas, hengersizű reaktor középvezetékében kialakított csőben végezték, mintegy mamutszivattyú szerűen, ami a hordozó-biofilmes iszaptömeg állandó áramoltatását, s az iszapnak a lebegésben tartását is biztosította. A nagy biomassza koncentráció révén az egység fajlagos térfogati terhelése és a relatív iszapterhelése is nagyobb lehetett. Ezzel együtt a meleg (mezofil) gyógyszergyári szennyvíznél kimagaslóan jó nitrifikációs sebesség adódott. Ennél az egységnél észlelték először, hogy a reaktorban több ammónia tűnt el, mint amennyi nitráttá, vagy nitráttá oxidálódott. Valamilyen más, addig ismeretlen ammónium átalakítási folyamat (deammonifikáció) is működött a rendszerben.

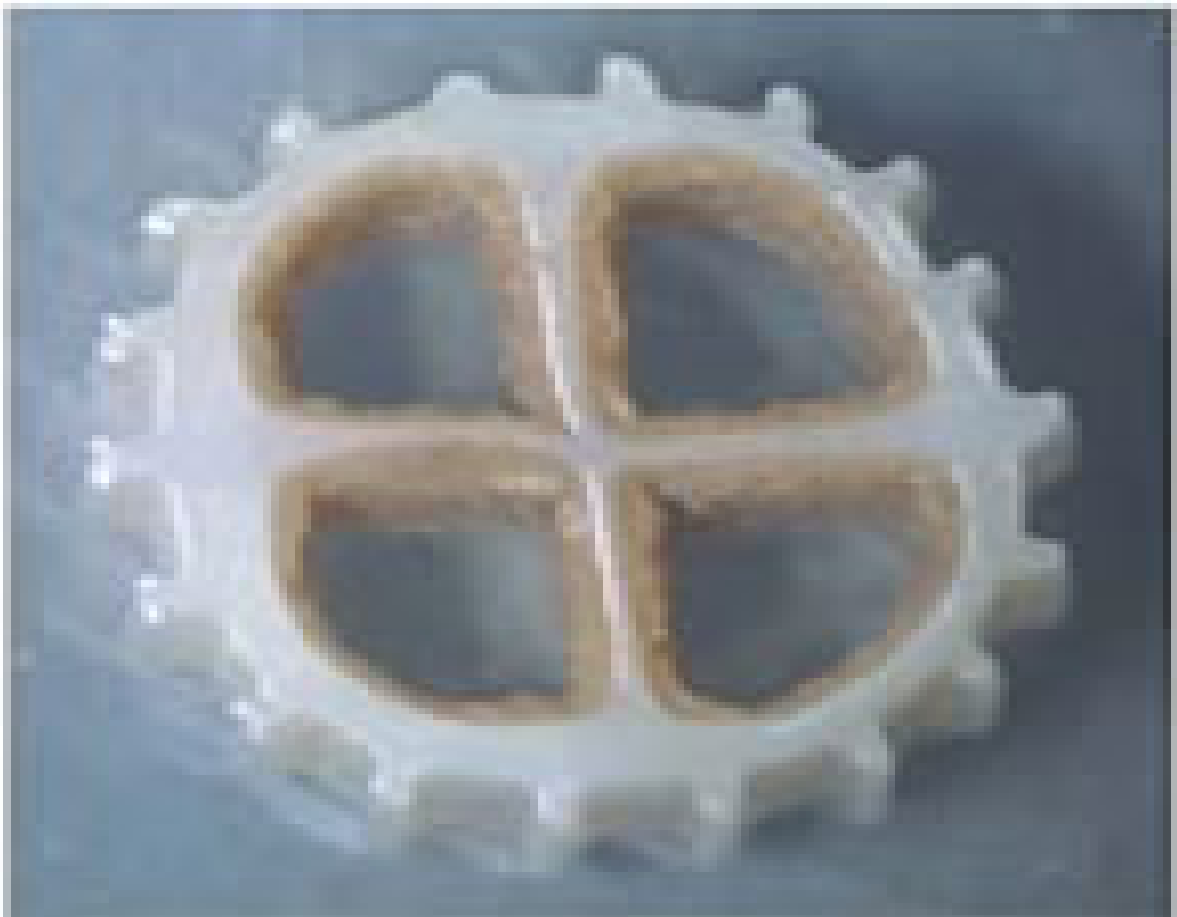
Eleven iszapos rendszerek bemerülő rögzített biofilm hordozókkal

Az eleven iszapos rendszerbe merülő, rögzítetnek tekinthető biofilm hordozók használata is több évtizedes gyakorlat. Első változatuk az elárasztott lemezes műanyag betétes rendszerek voltak, amelyek már maguk is hibrid rendszert jelentettek. Mivel a levegőztetésük alulról történt, a biofilmet a gázbuborékok koptatták „karbantartották”, míg a leszaggatott biofilm részek lebegő eleveniszapként működtek tovább a vizes fázisban az iszaprecirkuláció révén. A biofilm hordozó a medencéknek rendszerint csak egy részét töltötte ki, s a medencefenék fölött úgy rögzítették, hogy a levegőztető elemek alattuk elférjenek. A folyadék áramoltatásról, mozgatásról, az eleveniszap lebegésben tartásáról ezen túl rendszerint megfelelő keverőrendszernek is gondoskodni kellett.

Az ilyen töltetes rendszerek legnagyobb problémája a hosszú csatornában kialakuló biofilmnek a hiányos tápanyag és levegőellátása volt. A lemezes biofilm hordozót ezért hamarosan megpróbálták olyan, még nagyobb felületű rögzített fonalakkal, fonalszövetekkel helyettesíteni, melyek a folyadék és levegőátjárhatóságot jobban biztosítják. Az ilyen mai biofilmhordozók függönyszerű függesztett blokkokként, megfelelő kiemelhető kerettel kerülnek az eleveniszapos medencébe. Ezekkel a medencékben kialakítható biomassza-, biofilm tömeg másfél, kétszeresére növelhető. A tisztító nitrifikációs teljesítménye ezzel rendszerint legalább ilyen mértékben nő. A medencékben a szimultán denitrifikáció is javul.

Mozgó ágyas hibrid rendszerek főági nitrogéneltávolítás intenzifikálására

A biofilm hordozó új típusát alakították ki a múlt század kilencvenes éveinek elején norvég szakemberek. Nem lemezes, hanem 1-2 centiméteres, ugyanakkor belül strukturált, tehát nagy fajlagos felülettel rendelkező, vízhez igen közeli fajsúlyú henger alakú biofilm hordozót készítettek. Ma már ilyen hordozót igen sok gyártó készít, hiszen előállításuk nem jelent különösebb műszaki feladatot. Az anyaga is elég változatos, akár műanyag hulladék is lehet. Meghatározó, hogy a felületére a biofilm jól tapadjon, s fajsúlya a vízéhez közeli legyen. Lebegjen a vízben, vagy a rá, vagy a biofilmjéhez tapadó gázbuborékok -levegőztetés-lebegésben tartsák ott (21. ábra).



21. ábra Korszerű biofilm-hordozó kialakítás mozgóágyas hibrid rendszer kialakítására

A nagyobb darabos biofilm hordozók megfelelő szűrőfállal az iszapos víztől egyszerűen visszatartathatók. A hibrid rendszer általában csak a levegőztető -oxikus- medencében működik.

Az anaerob, vagy anoxikus zónákban nincs biofilm hordozó, s az ülepítőbe sem kerülnek töltetreszek.

A biofilm hordozó belső felületein vastagabb, a külsőn a fokozott nyíróhatás következtében vékonyabb biofilm alakul ki. A folyadékkal a hordozó részecskék (10-20 mm átmérőjű és 10 mm hosszúságú) együtt mozognak, miközben a levegőbuborékok függőleges irányban áramlanak közöttük felfele, mozgatva a részecskéket is. Törvényszerű, hogy a hordozórészek mozgatása miatt ilyenkor nagyobb a fajlagos levegőigény. A hordozók belső felületeiken kialakuló vastagabb, 1-2 mm-es biofilm réteg jelentős iszaptömeget (iszapkoncentrációt) képvisel, hiszen a fajlagos felülete ezeknek a tölteteknek $800-1000 \text{ m}^2/\text{m}^3$ között van, a térfogat hányaduk pedig az iszapos vízben 50-60 %. Ez tehát mintegy $400 \text{ m}^2/\text{m}^3$ biofilm felületet jelent, ami 1-1,5 mm biofilm vastagság esetén, viszont csak a belső felületet véve figyelembe, maga is $0,2-0,3 \text{ m}^3$. Ennyivel ugyan csökken az iszapos fázis térfogata és iszaptömege, de ennél nagyobb mértékben nő azzal a biofilmben működő biomassza mennyisége, mert annak szárazanyagban nagyobb a biomassza tömege, mint az azonos térfogatú eleveniszapé.

A kialakuló biofilmmel megnövekszik a tisztítóban levő biomassza koncentráció, s azzal a szerves anyag lebontó teljesítmény, sőt a biofilm révén a nitrifikáló teljesítmény is. Ez azért alakul így, mert a lebegő iszaprészek végzik ilyenkor döntő hányadában a szerves anyag lebontását, míg a biofilm a nitrifikáció meghatározó részét, a lassabban szaporodó nitrifikálók a kialakuló nagyobb koncentrációjuk, iszapkoruk révén. A nitrifikáció limitáló paramétere ilyenkor nyilvánvalóan a biofilmben kialakuló diffúzió, illetőleg ezen keresztül a biofilm hordozón kialakuló biofilm felülete. A nitrifikációt ugyanis a hordozón kialakuló biofilm felületi, 0,1 mm vastagságú rétege végzi. A film mélyebb rétegeiben ugyanakkor a denitrifikáció szimultán is jó hatásokkal lejátszódhat, ha a film kellő vastagságú. A film nitrát fogyasztásának sebessége egyébként elég lassú a rendelkezésre álló szerves tápanyag típusa miatt (endogén szubsztrát). Emellett a denitrifikáció az eleveniszapos rész iszappelyheiben is lejátszódik (szimultán) azok jobb tápanyag ellátottság miatt.

Míndezek eredményeként az ilyen töltetes szennyvíztisztítóknál mintegy $4,5 \text{ kg KOI}/\text{m}^3\text{d}$ szerves anyag terhelés mellett, stabil $0,4 \text{ kg NH}_4\text{-N}$ oxidációt is el lehet érni. Ez a hagyományos nitrifikáló lakossági eleveniszapos rendszerekének a 2-3 szorosa mindkét fajlagos teljesítményt illetően. Emellett a nitrifikáló biofilmes hibrid rendszer sokkal kevésbé érzékeny a téli víz hőmérséklet csökkenésre, mint a tisztán eleveniszapos.

Talán ezzel a hordozótípussal egyidejűleg kezdték Németországban alkalmazni poliuretán habszivacsot 1-2 centiméteres szivacsokkák formájában. A megfelelő porozitású poliuretán habszivacs igen alkalmas arra, hogy a mikroorganizmusok benőjék. Ennek a hordozótípusnak egy elvében is korszerűsített változatánál a durvább szövésű poliuretán habszivacs polimer szálaire aktív szén, vagy ahhoz hasonló, szerves anyag megkötésére alkalmas adszorbenst ragasztanak fel, növelve azzal a fajlagos felületét, appoláros szerves anyag megkötő kapacitását. A szennyvíz kevésbé oldódó szerves anyagainak az ilyen koncentrációja, tartózkodási idejének megnövelése, s a hordozón kifejlődő, az eleveniszapénál szintén messze nagyobb átlagos tartózkodási idejű biomassza lényegesen jobb adaptációja teszi lehetővé a nehezen bontható, netán nitrifikációra toxikus anyagoknak a lebontását is. A szivacs pamacsok belső, anaerob tereiben a mikroorganizmusoknak ez a képessége a biológiailag nehezen bontható anyagok hidrolízise eredményeként ráadásul fokozottan érvényesülhet. A töltőanyag részecskék külső terei nitrifikálnak, a közbülső denitrifikál és hidrolizálja a benne kifejlődött biomasszát, míg a belső a nehezen bontható vegyületek elbontását segítheti elő. A töltet nitrifikáló biofilmje még így is elég nagy felületet képvisel.

A biofilm hordozók legújabb változata a polivinil-alkohol, és egyéb összetételű hidrophil gélek. A polivinil-alkoholt Japánban fejlesztették ki, és hasonló térfogati szerves anyag eltávolító és nitrifikáló teljesítményt sikerült elérniük vele, mint a strukturált polietilén töltettel. A gél azonban a víznél valamivel nagyobb sűrűségű, ezért mozgásban tartásához megfelelő

mechanikus keverés is szükséges. Az ilyen keverés azonban ma már nem jelenthet problémát, mert a hiperboloid keverők bármelyik töltéttípus igen kíméletes igénybevétele mellett képesek a folyadékfázis megfelelő átmozgatására, áramlásban tartására.

Az utóbbi évtizedben bebizonyosodott, hogy speciális mikroorganizmusok a redukált és oxidált nitrogénforma (ammónium és nitrit) egyidejű hasznosítására is képesek, s döntően ezek felelősek a más biofilmes rendszerekben is észlelt ilyen anomáliáért (Kárpáti et al., 2004a). Innen kezdve sok kutatót foglalkoztat ennek a nitrogéneltávolításnak a pontosítása, üzemesítése. Elvileg megoldható az sokféle biofilmes rendszerrel. Például levegőztetéssel is granulálódó iszappal, ciklikusan levegőztetett, statikus hordozós, vagy közel hasonló elvű biofilmes rendszerrel, vagy például a már részletezett fluid biofilmes megoldással. A biomassza koncentrációja, s így egységnyi térfogatban elérhető kapacitása tekintetében az utóbbi látszik a legkedvezőbbnek. Az is bizonyosnak tűnik, hogy a mezofil környezet is elengedhetetlen az anaerob ammónium oxidációnak nevezett folyamat (deammonifikáció, anammox eljárás) biztosításához. Kérdés csupán az, hogy a nitrogén ilyen eltávolítását a lakossági szennyvizeknél (stabil BOI:N, vagy KOI:TKN arány) lehetséges-e a szerves tápanyag eltávolításával egyidejűleg biztosítani. Ez utóbbira napjainkban több helyütt is folynak a vizsgálatok, s elképzelhetőnek tűnik, hogy egyszerre (egy lépcsőben, vagy reaktorban) is teljesíthető a tisztítás. Feltehető azonban, hogy csak viszonylag szűk tápanyag összetétel tartományban. Ezt a kísérletek igazolni látszottak, de pontos kinetikai számításokkal ez éppen a megfelelő mikroorganizmus-csoport kellő ismeretének hiánya miatt eddig még nem bizonyított.

Az sem zárható még ki, hogy a lakossági szennyvizek tisztításánál az adott mikroorganizmus együttes kialakításához a hőmérséklet és pH mellett a tápanyag-összetételt is valamelyest szabályozni kell. Ezeket a részkérdéseket azonban a kutatások hamarosan tisztázzák. Hogy azonban mennyire nem egyszerű feladatról van szó, az is érzékeltetheti, hogy bár az Anammox folyamat évtizedek óta ismert, a folyamatot mégsem sikerült ipari körülmények között a mai napig sem realizálni az adott mikroorganizmus csoport üzemi körülmények között tapasztalt igen lassú szaporodása és kis fajlagos iszaphozama miatt. Ez pedig a térfogati teljesítmény, a tisztításhoz szükséges hasznos mikroorganizmus tömeg kialakításához elengedhetetlenek.

Hivatkozások

- Beun, J. J., van Loosdrecht, M. C. M., Heijnen, J. J. (2000) Aerobic granulation, *Water Sci. Technol.* 41, pp. 41–48.
- Jang, A., Yoon, Y. H., Kim, I. S., Kim, K. S., Ishop, P. L. (2003) Characterization and evaluation of aerobic granules in sequencing batch reactor. *J. Biotechnol.* 105, pp. 71–82.
- Liu, Y., Tay, J. H. (2004), State of the art of bio-granulation technology for wastewater treatment, *Biotechnology Advances*, Volume 22, Issue 7, pp 533-563
- Liu, Y., Wang, Z. W., Tay, J. H. (2005) An unified theory for up-scaling aerobic granular sludge sequencing batch reactors *Biotechnology Advances*, Volume 23, Issue 5 , pp 335-344
- Liu, Y., Yang, S. F., Liu, Q. S., Tay, J. H. (2003) The role of cell hydrophobicity in the formation of aerobic granules. *Curr. Microbiol.* 46, pp. 270–274.
- Liu, Y., Yang, S. F., Tay, J. H. (2004) Improved stability of aerobic granules through selecting slow-growing nitrifying bacteria. *J. Biotechnol.* 108, pp. 161–169.
- Mishima, K. and Nakamura, M. (1991) Self-immobilization of aerobic activated sludge—a pilot study of the aerobic upflow sludge blanket process in municipal sewage treatment. *Water Sci. Technol.* 23, pp. 981–990.
- Moy, B.Y.P., Tay, J.H., Toh, S.K., Liu, Y., Tay, S.T.L. (2002) High organic loading influences the physical characteristics of aerobic sludge granules. *Letters. Appl. Microbiol.* 34, pp. 407–412.

- Shin, H. S., Lim, K. H., Park, H. S. (1992) Effect of shear stress on granulation in oxygen aerobic upflow sludge reactors. *Water Sci. Technol.* **26**, pp. 601–605.
- Toh, S. K., Tay, J. H., Moy, B. Y. P., Ivanov, V., Tay, S. T. L. (2003) Size-effect on the physical characteristics of the aerobic granule in a SBR. *Appl. Microbiol. Biotechnol.* **60**, pp. 687–695.
- Kárpáti, Á. (2005) A szennyvíztisztítás kulcskérdései és főbb fejlődési irányai. *MASZESZ Hírcsatorna*, (január-február) 10-17.
- Kárpáti, Á. (2011) *Vízgyógyászat – szennyvíztisztítás*. Szerk Domokos, E. Környezetmérnöki Tudástár. 10 kötet. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 241.
- Mulder, A., van der Graaf, A. A., Robertson, L. A., Kuenen, J. G. (1995) Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol. Ecol.*, **16** (3) 177-184.
- Abma, W.R., Schultz, C.E., Mulder, J. W., van der Star, W.R., Strous, M., Tokutomi, T., van Loosdrecht, M.C. (2007) Full-scale granular sludge Anammox process. *Wat Sci Tech.*, **55** (8-9) 27-33.
- Mashego, M.R., Rumbold, K., De Mey, M., Vandamme, E., Soetaert, W., Heijnen, J. J. (2007) Microbial metabolomics: past, present and future methodologies. *Biotechnology Letters*, **29** (1) 1-16.
- Wett, B. (2007) Development and implementation of a robust deammonification process. *Wat Sci Tech.*, **56** (7) 81-88.

Példák és kérdések:

Hogyan történik az oxigénigény számítása lakossági szennyvízből történő többlet nitrogén eltávolításhoz?

Nitrifikáció iszapkor igényének számítása téli időszakra a hőmérsékletváltozás függvényében?

Hogyan számolja ki a belső recirkuláció szükséges mértékét a denitrifikáció biztosításához, ha adott, hogy 80 %-os nitrogéneltávolítást kell biztosítani valamely üzemben?

Utódenitrifikáció metanol igényét hogyan számítja ki, illetőleg a segédanyagot hova adagolja egy tisztítóba A2/O rendszerrel, ötlépcsős Bardenpho megoldásnál, valamint SBR üzemmódnál?

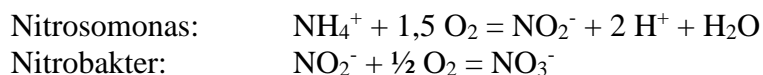
7. A nitrogéneltávolítás kiépítése nitrifikáció/denitrifikáció érdekében

Nitrifikáció / denitrifikáció lépcsőzetes megvalósítása.

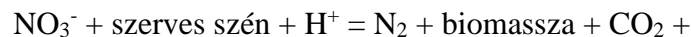
Az eleveniszapos rendszerek tisztítási folyamatában a heterotrófok (szerves anyag hasznosítók) iszapszaporulatába a redukált nitrogén egy része beépül, s így kerül eltávolításra a vízből. Az így iszapba kerülő nitrogén mennyisége az iszaphozammal arányos. Az iszaphozam a BOI terhelésből és a relatív iszaphozamból, vagy iszapkorból számolható. Az egy lakostól eredő szerves anyag terhelés (60 g BOI₅/fő*d) átalakítása során mint már másutt említésre került, fajlagosan 0,6-1 g iszap szá./g BOI₅ keletkezik. Átlagos terhelésű (<0,15 kg BOI₅/kg iszap szárazanyag * d esetben) 0,8x60 = 48 g/fő*d iszap keletkezik a napi szerves anyag mennyiségből. Ez 6% nitrogéntartalomnál mintegy 3 g/fő*d nitrogén beépítését jelenti a fölösiszapba. A tisztítóba érkező redukált-N terhelésből (13 g/fő*d) így átlagosan 10 g/fő*d nitrifikációjára, majd 8 g/fő*d nitrit-, vagy nitrát-N denitrifikációjára lesz szükség a szükséges nitrogéneltávolításhoz.

A nitrifikációt autotróf, a denitrifikációt heterotróf szervezetek végzik az alábbi egyenleteknek megfelelően:

Két lépcsőben történő nitrifikáció:



A nitrát, vagy nitrit oxigénjét a szerves szén oxidáló sokféle heterotróf mikroorganizmus jai (mintegy a résztvevők 60 %-a) végzik a következő egyenlettel leírhatóan:



Már az egyenletekből is látható, hogy a teljes nitrogén eltávolítás mindeképpen savtermeléssel jár. Minden redukált nitrogénatom eltávolítása egy hidrogénion keletkezésével. A folyamatnál a rendszer savasodása tehát egyértelmű.

A nitrifikálók fajlagos szaporodási sebessége azonban, mint 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. Ezért kell a nitrifikáció eléréséhez karbonlimitált eleveniszappal dolgozni.

Mivel alapvetően mindegyik faj a feldolgozott tápanyagmennyiséggel arányosan szaporodik, nagy szerves tápanyag ellátottságnál az autotrofoknak nem lehet esélye a teljes nitrifikációra. A karbon limitált rendszerben az iszaphozamot 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 az iszap fajlagos szerves tápanyag

ellátottságának csökkentése, nagyobb iszapkor 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 oxigénhasználásra. Ezt speciális enzim termelésével tudják végrehajtani. Az oxigén azonban azt az enzimet mérgezi le, ami a folyamat szabályozója. A denitrifikáció sebessége azonban az oxigéneken túl a szerves tápanyag által is befolyásolt folyamat. 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 redukációs 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.

Szerves tápanyag hiánya a denitrifikációt speciális esetekben lehetetlenné is teheti. Ilyen lehet egy biofilmes utódenitrifikációt követő ugyancsak biofilmes denitrifikáció, ami például a dél-pesti szennyvíztisztítóban került kiépítésre. Ilyenkor több különféle szerves tápanyag adagolása is elképzelhető a denitrifikációhoz. viszonylagos olcsósága miatt a metanolt találták arra leginkább alkalmasnak. Acetát ugyan jobb lenne, de a denitrifikáció metanollal is kellő sebességgel végrehajtható. Mivel azonban a metanol is viszonylag drága, olyan rendszereket célszerű tervezni, építeni, melyeknél a denitrifikáció szerves tápanyag igényét a szennyvíz eredeti szerves anyagából, s az abból keletkező biomassa szerves anyagból is fedezni lehet.

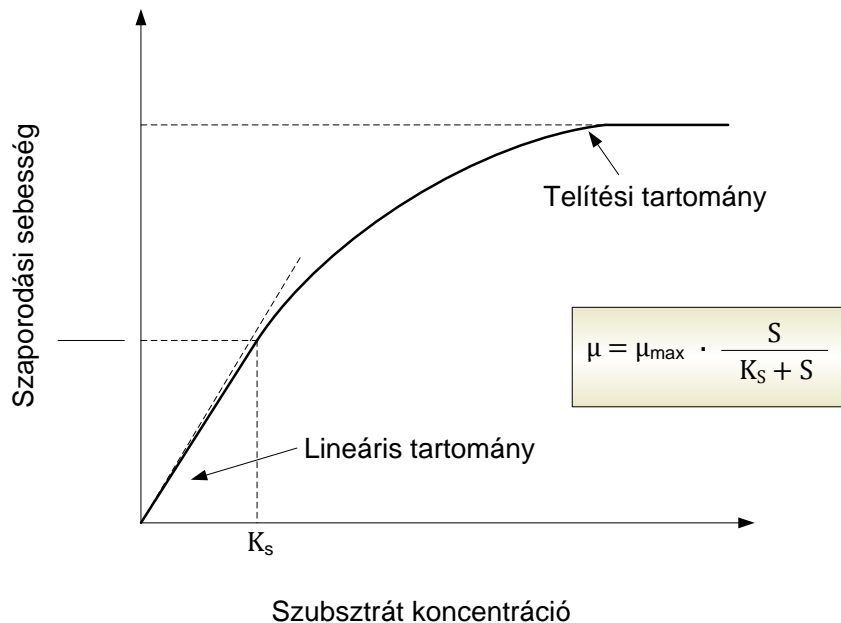
A nitrifikáció oxigénigénye, oxigén érzékenysége

A szennyvíztisztítás valamennyi mikroorganizmus-csoportjának a szaporodása hasonló kinetika szerint történik, csupán a különböző tápanyagok iránti érzékenységük és a maximális szaporodási sebességük más és más az oxidációból nyert energiamennyiség függvényében. Monod, Andrews, vagy Michaelis-Menten féle kinetikaként is ismert ez a már korábban is említett függvénykapcsolat, amely a tápanyag ellátottsággal egy szaporodási platót mutat. Kis tápanyag-koncentráció tartományban elsőrendű, a nagyobbban koncentráció-független (tápanyag-koncentrációtól független – maximális) mindegyik faj szaporodási sebessége. Ezt függvénykapcsolattal a **22. ábra** egyenlete írja le.

Az egyenletben a K_s érték a fél-telítési állandó – az a tápanyag-koncentráció amelynél a fajlagos szaporodási sebesség a maximálisnak a felére csökken- (Kárpáti, 2011).

A különböző mikroorganizmus fajoknál a maximális szaporodási sebességek jelentősen eltérnek. A heterotrofok maximális fajlagos szaporodási sebessége egy nagyságrenddel nagyobb, mint az autotrofoké. Emellett szaporodásukkor az egységnyi tömegű szerves

anyagból keletkező mikroorganizmus tömeg (fajlagos iszaphozam) is többszöröse az autotrófok ammónium hasznosítása fajlagos iszaphozamának.



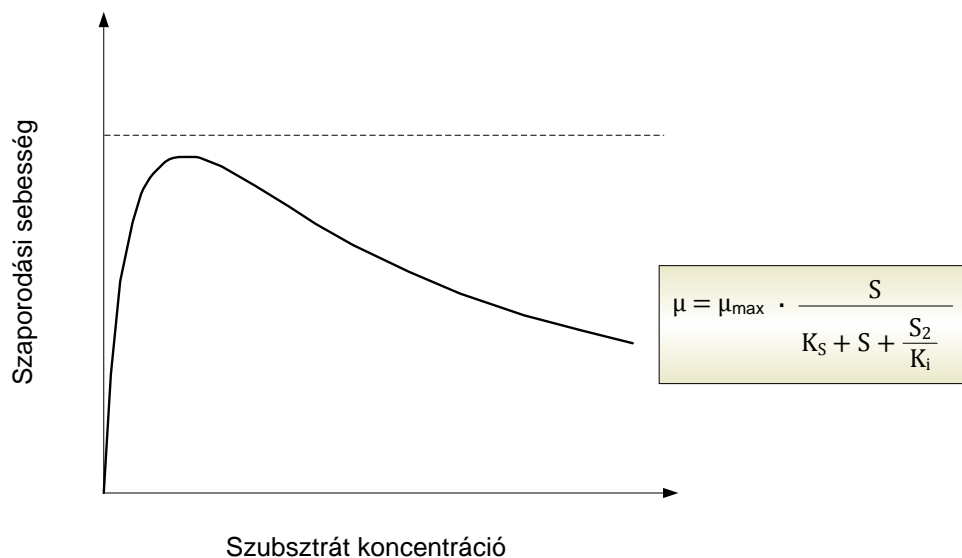
22. ábra A fajlagos szaporodási sebesség [μ] és a rendelkezésre álló tápanyag koncentrációja közötti összefüggés

A Monod kinetika az összes mikroorganizmus faj biomasszájának a kiépítéshez szükséges makrotápanyag tekintetében érvényes. Mivel az elemi összetételben (C,H,O,N,P) hasonló, a kiépítésükhöz szükséges tápanyag- is hasonlóak. Egyetlen kivétel a szénforrás különbözősége a heterotrófok és autotrófok között. Bármely tápanyag hiánya esetén a sejtek élettevékenysége, szaporodása (asszimiláció) szükségszerűen lelassul. A szaporodásukra vonatkozó egyenletben tehát minden makrotápanyag (BOI_5 , O_2 , redukált-N, orto-foszfát) hatását figyelembe kell venni. A nitrifikálók lassú szaporodása és kis energianyeresége miatt azok a heterotrófokkal szemben rendkívül tápanyag és környezetérzékeny mikroorganizmusok. A szaporodást befolyásoló környezeti tényezők a hőmérséklet, a kémhatás, valamint az adott folyamatokra káros, mérgező anyagok jelenléte (toxicitás). A teljes szaporodási sebességet leíró egyenlet tehát a következő formára bővül:

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

A környezeti adottságok hatását is igyekeztek a kutatók a korábbi időszakban kellő formulával számszerűsíteni. A hőmérséklet csökkenésével a szaporodás sebessége általában exponenciálisan csökken. A nitrifikálók szaporodása a környezet függvényében ugyan, de közel 4-40 fok között megy a tisztítóokban. Négy foknál gyakorlatilag leáll. Innen a hőmérséklettel gyorsan emelkedik (7 Celsius fokonként duplázódik). 35 °C fölött befékez és negyven fok körül áll le. 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 számos, elsősorban ipari eredetű szennyező anyag, illetőleg azok átmeneti terméke is okozhat. Előfordult azonban olyan nitrifikáció lemergeződés is, ahol az ipari hagymafeldolgozás mosóvize mérgezte le a nitrifikációt. Közismert, hogy a hagyma rendkívül egészséges tápanyag, ugyanakkor a nitrifikálókra a fertőtlenítő hatású komponensei egyértelműen toxikusnak bizonyultak. Természetesen ez a toxicitás koncentrációfüggő, hiszen tudjuk, hogy legtöbb gyógyszer, vagy inertnek tekinthető anyag is nagy koncentrációban mérgező. Az összetettebb szerves molekulák biológiai lebonthatósága 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. Formáját tekintve, a Monod-féle képlet átalakítása, ami nagyobb toxikus anyag koncentrációknál a szaporodást csökkenő tendenciájúvá módosítja. Ezt mutatja a **23. ábra**.



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

Az egyenletben K_S az egyes tápanyagok féltelítési állandója, K_I inhibíciós konstans. Az utóbbi értékétől függ, hogy a mérgező anyag milyen koncentrációnál válik érezhetően mérgezővé.

A különböző fajok szaporodását a környezeti hatások eltérő mértékben befolyásolják. A heterotrófok ellenállóbbak a környezet hatására, az autotrófok érzékenyebbek. Ennek az oka, hogy az utóbbiaknak mintegy tízszer kisebb az energianyeresége az oxidációból (Hanaki et al, 1980). Ez azt jelenti, hogy a nitrifikáció az a folyamat, amely leginkább ki van téve a környezet hatásának. A heterotrófok denitrifikációjánál 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 előülepítéssel napjainkban egyre általánosabban biogáz előállítására irányítják.

A nitrifikáció különleges környezet-érzékenysége

A nitrifikálók szaporodására vonatkozóan az ammónium féltelítési állandója (K_{NH}) értékére 1-6 mg/l NH_4-N között van különböző szerzők alapján. Mivel a gyakorlatban az 1 mg/l, vagy annál kisebb elfolyó víz ammónium koncentráció is könnyen tartható, ez a valószínűbb (Henze et al., 1987). A autotrófok ammónium oxidáló sebessége így a lakossági tisztítóokban

gyakorlatilag független az ammónium-ellátottságtól (nullad-rendű kinetika szerint történik). Hogy a nitrifikáló teljesítmény egy adott rendszerben milyen, így csak a nitrifikáló mikroorganizmusok tömegétől, és a kinetikai egyenlet többi tényezőjétől, az oxigén koncentrációtól, pH-tól és a toxicitástól függ. 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 a nitrifikációnál.

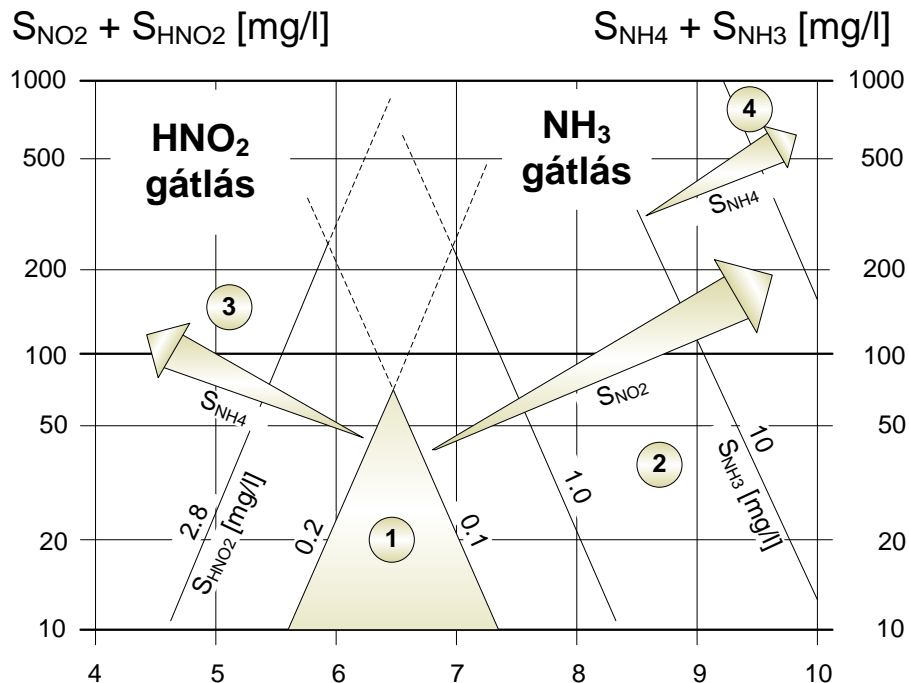
Az oldott oxigénre vonatkozóan a féltelítési állandót 1 mg/l körüli értéknek adják meg (Henze et al., 1987). Ez azt jelenti, hogy 2 mg/l DO koncentráció körül a nitrifikáció már maximális sebességű lehet, ha más azt nem gátolja. Ilyenkor is iszap autotróf mikroorganizmus hányada (iszapkor) határozza meg a nitrifikáció mértékét. hogy azonban a nitrifikáló mikroorganizmusok az iszappelyhek belső tereiben is megfelelő mennyiségű oxigénhez jussanak (diffúziós gátlás), kisebb iszapkornál nagyobb oxigén koncentráció tartása szükséges (nagyobb relatív iszapterhelés). Ugyanez igaz a lökészerű terhelésnövekedések esetére is. A hazai gyakorlatban a Műszaki Irányelvek (1984) 2 mg/l fölötti is oxigén koncentráció tartását javasolja.

Az oxigén koncentrációja azonban a levegőztetett térben sem egyenletes a levegőztetett folyadék keveredésének egyenetlensége miatt, ami fokozottan érvényesül az iszappelyhekben és az eleveniszapot és biofilmet is tartalmazó úgynevezett hibrid rendszerek biofilmjében. Így a levegőztetett térben is kialakulhatnak olyan térrészek, ahol a megkívánt koncentráció alá csökken az oxigénellátottság. Itt lassúbb a nitrifikálók szaporodása, és szimultán denitrifikáció is kialakul. Az elemi oxigén 1-2 mg/l-es koncentrációjával szemben ugyanis a levegőztetett medencében a nitrátban levő oxigén koncentrációja valamelyest a tisztított vízé fölött van, ami 10-20 mg/l nitrát-N-et, illetőleg abban 2,8-szor annyi, tehát 28-56 mg/l nitrát-oxigént jelent. Míg a 2 mg/l körüli oxigén a vizes fázisból csak 100 mikron mélységig tud behatolni egy pehelybe, biofilmbe, a tíz-hússzor akkora nitrát-oxigén ennek legalább az öt-tízszereséig. A nitrát átjárta oxigénmentes iszap, vagy biofilm rész tehát egyértelműen denitrifikál. A még mélyebb biofilm rétegekben azután már az anaerob iszaphidrolízis működik csak, ismételten ammónium, orto-P és szerves tápanyaggá alakítva a mikroorganizmusok által termelt biomasszát a többi, még élő egyedek számára. Az eleveniszapos, biofilmes tisztítás során éppen a nitrát mélyebb diffúziója eredményeként nem érvényesül az ott jelentkező kénhidrogén termelés nitrifikáció gátló hatása. A nitráttal a kénhidrogén még azelőtt oxidálódik kénsavvá, mielőtt az aerob térbe kerülhetne, ahol az arra érzékeny fajok élnek, szaporodnak. A közcsatornából érkező szulfidot nagyobb koncentrációja esetén azonban nem árt egy előlevegőztetéssel (például homokfogó) még az eleveniszapos medencébe történő bevezetés előtt a levegő oxigénjével oxidálni.

A korszerű, többlet-tápanyag eltávolítást is biztosító rendszerekben az utóülepítő iszapzónáján túl az anaerob és anoxikus terekben is oxigénhiányos környezet alakul ki. Általános vélemény szerint az utóbbiakban 4-6 órás tartózkodási idő nem káros a nitrifikálókra. Az EPA (1993) ajánlása szerint az iszapos víz anaerob tartózkodási idejét mégis célszerű 2-3 óra alatt tartani, az anoxikusat 5-8 óra alatt, s az utóbbinál se legyen több az iszap tartózkodási ideje ($HRT=1$ és $R_i=1$). Az utóülepítőben az iszap sűrűsödése miatt még kisebb iszap-tartózkodási időt is jelent. 19 órás 0,3 mg/l alatti oxigén koncentráció a levegőztető medencékben azonban már a nitrifikáló biomassza teljes lemérgezését eredményezte egy lakossági szennyvíztisztítóban (Kárpáti és társai, 2006).

A nitrifikációnál (ammónium oxidációja) 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 (disszociátlan ammónium mérgező hatása). Ennek az eredménye a nitrit-felhalmozódás 8,2 fölötti pH tartományban. A kisebb pH-knál a disszociátlan salétromos-sav jelent toxicitást nitrosomonas és nitrobakter fajokra egyaránt. A **24. ábra** a pH hatását mutatja a nitrifikációra Anthonisen et al. (1876) alapján.



24. ábra A nitrifikációra kedvező pH tartomány (Anthonisen, 1976)

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.

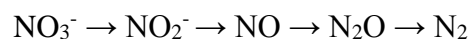
A nitrifikálók szaporodásának hőmérséklet-függésével nagyon sok közlemény foglalkozott. Közöttük részletes hazai elemzés, értékelés is található (Oláh és Mucsy, 2003). A sebességfüggés leírására többféle egyenlet is választottak, melyek egyaránt nagy szaporodás-növekedést jósolnak a 10-15 °C közötti 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 iszapkort $3,5 e^{1,127(20-T)}$ 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 energianyerességük 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 lemérgezésének. 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

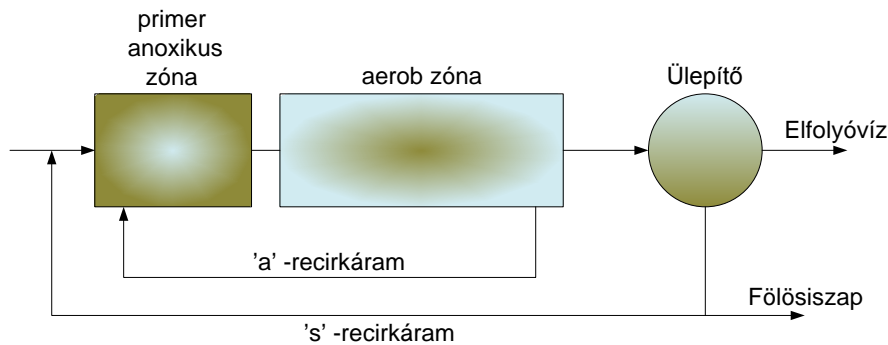
Folyamatos betáplálású, átfolyású rendszerek

A legtöbb nitrifikációra/denitrifikációra tervezett eleveniszapos rendszer egy iszapkörös, ahol a kevert iszap autotrof mikroorganizmusai végzik a nitrifikációt, míg a szerves anyag oxidáló heterotrofok a denitrifikációt. Ha ez egyetlen levegőztetett medencében történik, csak az iszapgyepek belsejében végbemenő, úgynevezett szimultán denitrifikáció alakulhat ki. Mivel a tápanyagellátottsága a korábbiakban már említettek szerint kedvezőtlen, a denitrifikáció határfoka is kicsi lesz. Az ilyen medencékben csak mintegy 25 %-os denitrifikációt lehet biztosítani.

A denitrifikáció határfoka úgy növelhető, ha ennek a térnek a ciklikus levegőztetésével biztosítanak jobb tápanyagellátást a nitrát redukációjához, vagy ha egy szeparált, nem levegőztetett térben végzik azt. Ilyen esetben az anoxikus teret célszerű a sorban a levegőztetett elé tenni, hogy a tápanyagellátás még jobb legyen, miközben a levegőztetett térből az elfolyó nitrátos iszapos víz áram nagyobb részét visszaforgatják az anoxikus medencébe. Ezt a

megoldást elődenitrifikációnak nevezzük. Ideális körülményeket, teljes nitrát eltávolítást feltételezve az anoxikus zónában az ilyen tisztító denitrifikációs hatásfoka a következő képlettel számolható (Kárpáti, 2011).

A módosított Ludzack-Ettinger eljárás



25. ábra A módosított Ludzack-Ettinger eljárás

Teljes elődenitrifikációt feltételezve az elődenitrifikálás hatékonysága a teljes rendszerre számítva:

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

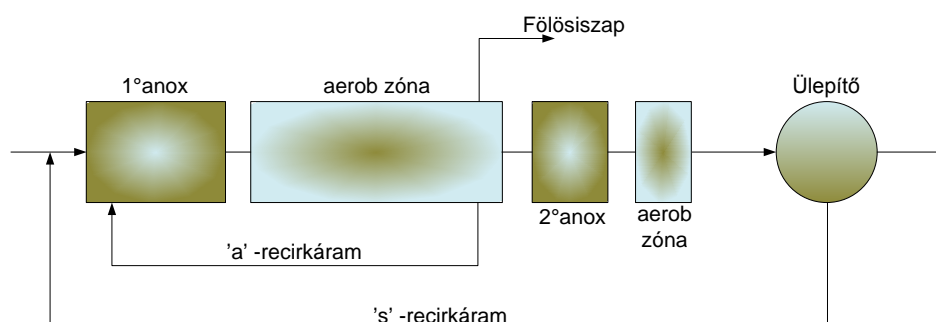
ahol R_i az iszap recirkuláció aránya (Q_i / Q)

R_B a belső recirkuláció aránya (Q_b / Q)

Az elődenitrifikálás tehát önmagában elvileg sem biztosíthat nitrátmentes elfolyó vizet. A szennyvíz folyamatosan anoxikus zónába érkezése miatt ez jobb denitrifikációs hatásfokot biztosít, mint a folyamatos betáplálású, egymedencés, ciklikus levegőztetésű rendszer. Az anoxikus térrészben ugyanakkor a tápanyagok hozzáférhetősége céljából az iszapot kell folyamatosan keverni, lebegésben tartani. Az anoxikus és az aerob zóna vizének elkeverését rövid idejű levegőztetéssel is biztosíthatják, hiszen mint láthattuk a levegő beoldódása nem annyira gyors, hogy ezt ne tenné lehetővé.

Az ilyen megoldáshoz kiépített utódenitrifikációval (Barnard, 1976) gyakorlatilag nitrátmentes víz is biztosítható (26. ábra).

A Bardenpho eljárás



26. 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 utódenitrifikációhoz ezért külső tápanyag adagolása szükséges (rendszerint olcsó fermentációs hulladék, metanol, ecetsavat). Ez a többletköltség és a biztonsági levegőztetés az utódenitrifikáció után drágává teszi a megoldást, s ha elkerülhető, nem is alkalmazzák a gyakorlatban. A nyers szennyvízből kiülepített primer iszap hidrolízise révén egyébként olcsóbban hozzá lehet jutni az utódenitrifikációhoz szükséges tápanyaghoz (Gray 1990 Henze 1991), azonban ez viszont az abból nyerhető energia csökkenését eredményezi.

Az utólevegőztető kettős funkcióval bír: egyrészt a pótlevegőztetéssel kiüzhető 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 kis módosítással a megnövelt biológiai foszforeltávolításra is képesnek bizonyult) a modern tápanyag-eltávolító eleveniszapos rendszerek előhírnökének tekintették, mára azonban kiderült, hogy új biológiai utak is lehetségesek kisebb költséggel.

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 a nyersvíz KOI/TKN > 10-11 határig várható ma már a megkívánt hatásfokú nitrogéneltávolítás. Ha a nyers szennyvíz KOI/TKN aránya ennél kisebb, a tisztított elfolyó víz a korábban már említett okok miatt határérték feletti mennyiségű nitrátot fog tartalmazni.

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.

Az SBR (Sequencing Batch Reactor) a betáplálás, a levegőztetés, az ülepítés ilyen értelmű váltakozó megvalósítása egyetlen medencében, vagy párhuzamos egységekből kiépített medencesorral is lehetséges.

A nyersvíz betáplálást és a levegőztetést, keverést optimalizálva (több szakaszban történő nyersvíz feladás) javítható volt a nitrogéneltávolítás hatásfoka. A kevert tér előtti szelektorral, amibe a nyersvíz akár folyamatosan is vezethető, akár az ülepítési ciklusban is, valamint oda történő iszapos víz visszaforgatással az iszap foszforfelvétele is megnőtt. Nincs így szükség külön ülepítőre, de a biológiai térfogati kapacitást az ülepítési idő arányának megfelelően csökkent. Az SBR-ek 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 SBR rendszer a legegyszerűbb szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztító. Nitrifikációja jó, ha a relatív iszapterhelését megfelelő értékre állítják be. Ennél is megkülönböztethetők a ciklusok menetében elő-, és utódenitrifikáló szakaszok, de a

levegőztetés szabályozásával elérhető szimultán denitrifikációja is fontos (Kárpáti, 2011. Sémája a **27. ábra** látható (Medgyes et al., 2007).

Az elődenitrifikálás az SBR-nél akkor történik, amikor az ülepítést 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 hatásfok a folyamatos betáplálású rendszerekhez hasonlóan akár képletszerűen is kifejezhető a ciklikus feltöltési, vagy dekantálási hányad függvényében. Az elődenitrifikáció igen gyors. Szelektor hiányában még annak a végén az iszap kismértékű foszforleadása is bekövetkezhet, amit azután a levegőztetéskor vesz fel a biomassza. (Kárpáti, 2011). A levegőztetett szakaszban keletkező nitrát a levegőztetés intenzitása /folyadékfázis oldott oxigén koncentrációja/ és a keverés /teljes medence átkeverése/ függvényében szimultán folyamatként az iszaplehekben is redukálódhat.

ICEAS technológia (Medgyes et al, 2007)

Az ICEAS technológia a klasszikus, szakaszos betáplálású, levegőztetésű és folyadék-elvételű SBR rendszerből fejlődött ki. Ennek a folyamatos szennyvíz betáplálásúvá alakított változata egy „kiegyenlítő”, szelektorhatást biztosító első medenceteret és abba iszaprecirkulácót is alkalmazott. Ez utóbbi történhetett a dekantált víz alatt kialakult sűrűbb iszapfázisból, vagy akár a levegőztetett vagy anoxikus ciklusok időszakában a kevert, iszapos folyadékból. A szelektor térrészből, a két medencerészt elválasztó betonfal alsó résein keresztül jut át a keletkező, illetőleg a recirkuláltatott iszappal kevert, részlegesen előtisztított, vagy átalakított szennyvíz a rendszernek a döntő hányadát képező, utóülepítőnek is szolgáló medencetérbe. A rendszer elvi és gyakorlati kialakítását, működését a **27. ábra** és **28. ábra** szemléltetik a Makón alkalmazott iszaprecirkuláció nélküli változatban.

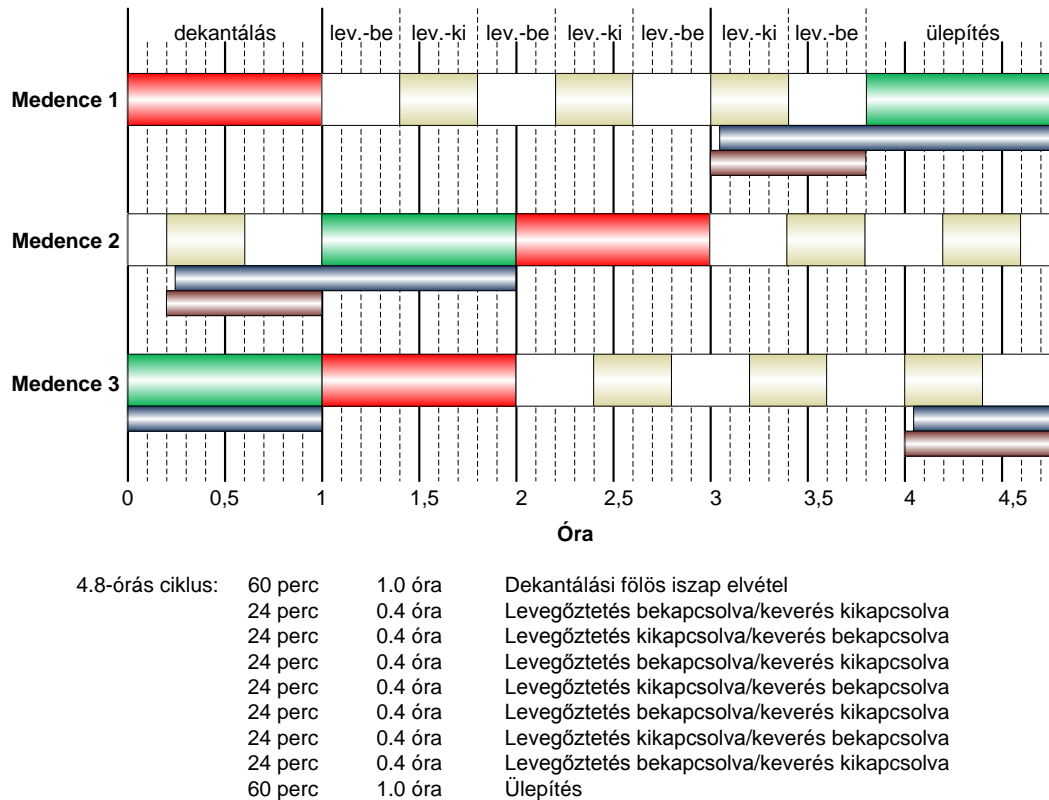
A szelektor levegőztetése elvileg folyamatos, vagy ciklikus is lehet, esetleg a nagy medence levegőztetésével szinkronban, de közös levegőztető rendszerről ellátva is történhet. Az adott telepen a levegőztető rendszer kialakításának megfelelően a szelektor levegőztetése a többi medencetér ciklizált levegőztetésével egyidejűleg történik. A nagymedencébe az iszap nem levegőztetett időszakokban történő lebegésben, mozgásban tartására (anoxikus ciklusok) megfelelő teljesítményű vízszintes tengelyű propeller keverők vannak beépítve. Ezek akadályozzák meg ebben az időszakban az iszap kiülepedését, illetőleg biztosítják a denitrifikációhoz a pelyhekbe történő nitrát és szerves tápanyag transzportot. A szelektorban ezzel szemben nincs külön keverés. Ez az egyes ciklusok (4,8 óra) nem levegőztetett több mint 3 órájában az iszap olyan kiülepedését eredményezi, ami meggátolja az ott keletkező iszap közvetlen „kimosódását” a második medencetérbe.

A makói ICEAS telep ciklusai és az egyes sorok fáziseltolása a szükséges fúvókapacitás minimalizálása és a folyadékbetáplálás és elvétel egyenletesebbé tétele érdekében a **27. ábra** jól megfigyelhetők.

Az oldott oxigén koncentrációja a levegőztetett szakaszok első néhány percében nem szabályozott a nagymedencében, de a fennmaradó mintegy 20 percen 2,5 mg/l értékre szabályozott, a szelektorban ugyanakkor a vezérlésnek, illetőleg a beépített levegőztető elemek számának, s a mindenkori érkező szerves anyag terhelésnek megfelelően alakul. Az utóbbit az iszaprecirkuláció is befolyásolhatná, ez azonban a makói telepnél nincs.

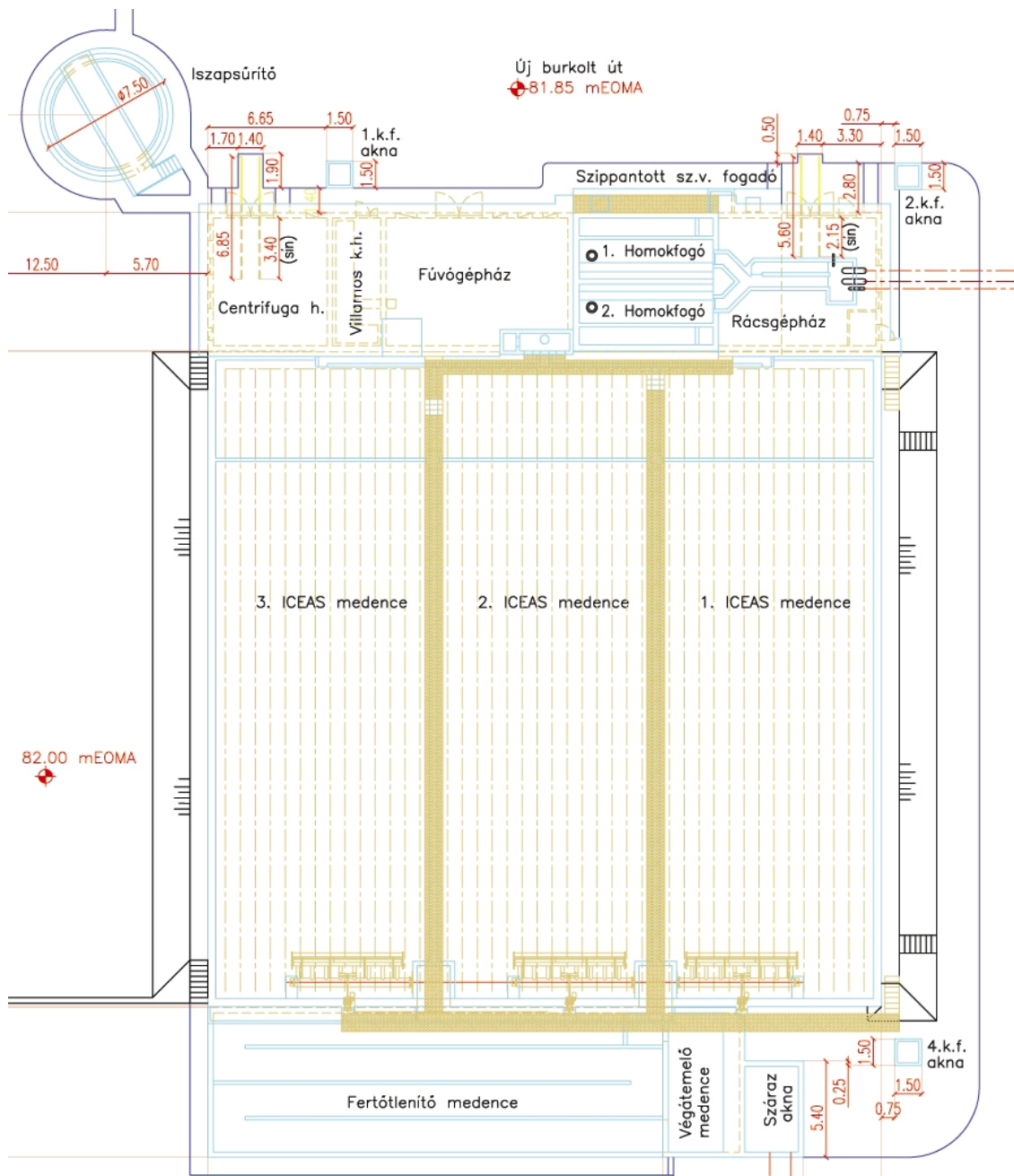
Az SBR rendszerek üzemi tapasztalatai alapján a lassú (folyamatos) feltöltés időszakában a levegőztetés több ciklussal történő kialakítása növeli a rendszer fajlagos nitrifikációs kapacitását, s egyidejűleg a denitrifikációs teljesítményét is. Ilyen esetben a szimultán nitrifikáció és denitrifikáció, valamint a kombinált utódenitrifikáció is működik a rendszerben. Az SBR ilyen működtetésének az előnyét szimulációs vizsgálatokkal is bizonyították (Demuynck 1994). A nitrifikációnál ezen túl a nyers szennyvíz ciklikus hígításának a hatása is kedvező a nitrifikációt illetően. A szelektor a nitrifikáció javításához az oldott szerves anyag

csökkentő hatásával járul valamelyest hozzá, amire vonatkozóan ugyanakkor a közlemények nem tartalmaznak megbízható információkat. Elsősorban a keletkező iszap kedvezőbb ülepedési sajátosságait, illetőleg anaerob szelektornál a jobb foszfor eltávolító hatását emelik ki (US EPA 1992).



27. ábra Szelektorral kiépített ICEAS SBR kialakítása és egyes üzemi ciklusainak működése

Az SBR esetében utódenitrifikáció érvényesítésére is van lehetőség. A levegőztetés kikapcsolását követően az oxigén viszonylag gyorsan elfogy a kevert rendszerből. Ha ezután friss tápanyagot, nyersvizet juttatnak a medencébe, a Bardenpho eljárás megkerülő ágon történő tápanyag-bevezetéséhez hasonló elvű utódenitrifikáció biztosítható. Ez a több szakaszban történő nyersvíz feladás, ami napjainkban már gyakorlattá vált. Az utólevegőztetés az ülepedés előtt azonban ilyenkor is elengedhetetlen (Demuynck, 1994).



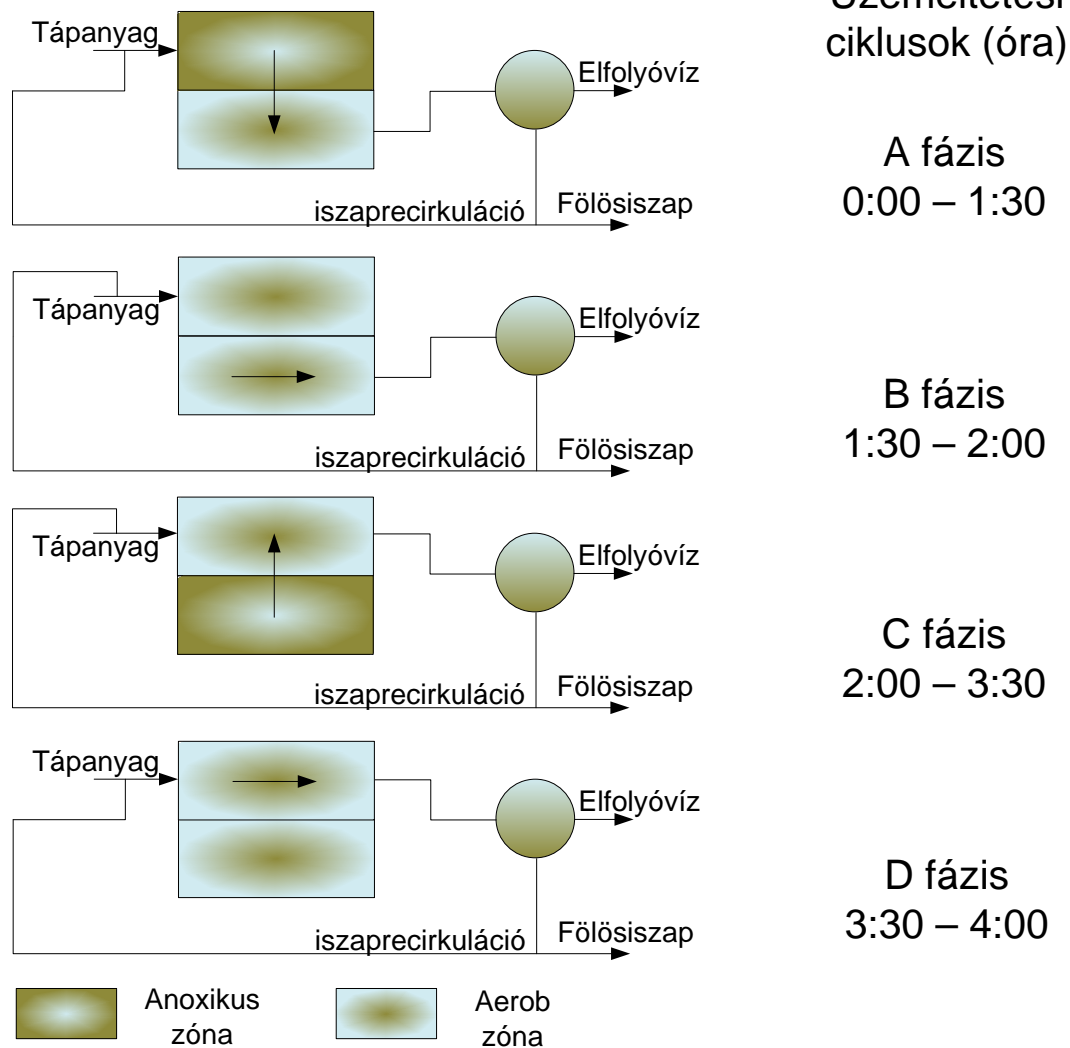
28. ábra A makói szennyvíztisztító helyszínrajza

A ciklikus üzemű rendszerek elkülönített ülepítővel történő kiépítésénél megtartva az ülepítő hagyományos helyét és szerepét, a betáplálást valamint az anoxikus - oxikus zónák átkötéseit, illetőleg azok levegőztetését váltogatják. Elsősorban Dániában népszerű, ahol rendszerint két párhuzamosan üzemeltetett kettős Carroussel medencével, közös ülepítővel valósítják meg az elvet /29. ábra/. Gyakorlatban a technológia BIODENITRO néven ismert.

A Dániában kifejlesztett, és azóta több európai országban is megépített ilyen 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 anoxikus zónában a biomassza szuszpendált állapotban való fenntartásához külön keverő berendezésre van szükség, ami viszont az ilyen Carrousel rendszereknél mindig biztosított.

A közlemények alapján az ilyen tisztítók elfolyó vízben az $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalom folyamatosan 1 mg/dm^3 alatt tartható. A nitrát-nitrogén $3\text{-}5 \text{ mg/dm}^3$ között változhat. Ez azt is jelenti, hogy a tisztított elfolyó víz összes nitrogén tartalma mintegy $5\text{-}7 \text{ mg/dm}^3$ alatt marad. Figyelembe kell azonban venni, hogy a befolyó víz $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalma átlagosan 40 mg/dm^3 abban a térségben (Zhao et al. I és II 1994).

A Biodenitro eljárás



29. ábra A BIODENITRO eleveniszapos eljárás

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 időkkel 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 HRT a levegőztetőben csak néhány óra kell, legyen (átlagos iszapkor 2-4 d, nagy relatív iszapterhelés). Ha azonban nitrifikáció - denitrifikáció, netán biológiai többletfoszfor eltávolítása is szükséges, fél nap fölötti, közel egy napos átlagos HRT-re van szükség a reaktorsoron (átlagos iszapkor 17-20 nap, kis relatív iszapterhelés). Nagyterhelésű

elveniszapos rendszereknél, csak BOI_5 eltávolítása esetén, a szennyvíz átlagos hidraulikai tartózkodási ideje az eleveniszapos medencékben és az utóülepítőkben közel megegyezik. Nitrifikáció - denitrifikáció esetén az utóülepítő három-hatszor kisebb térfogatú. Többlétfoszfor biológiai eltávolítása esetén ennél is nagyobb. Az ülepítő térfogatigénye így általánosan jóval kisebb, mint az eleveniszapos medencéé. A gazdagabb országokban, ahol nagyobb a fajlagos vízfelhasználás és hígabb a lakossági szennyvíz, az utóülepítés relatív térfogatigénye nagyobb. A két térfogat között tehát a szennyvíz szennyezőanyag koncentrációja függvényében fordított kapcsolat áll fenn. Ezért nem is javasolják a tervezők a több ülepítéssel üzemelő több iszapkörös megoldásokat a lakossági tisztításban.

Üzemeltetés szabályozás gyakorliti példái (Horváth, et al. 2011; Böcskei, et al., 2011)

(Levegőztetés szabályozás és áttételes következményei adott kiépítéseknél - négy magyarországi szennyvíztisztító tapasztalatai a nitrogéneltávolítás maximálására)

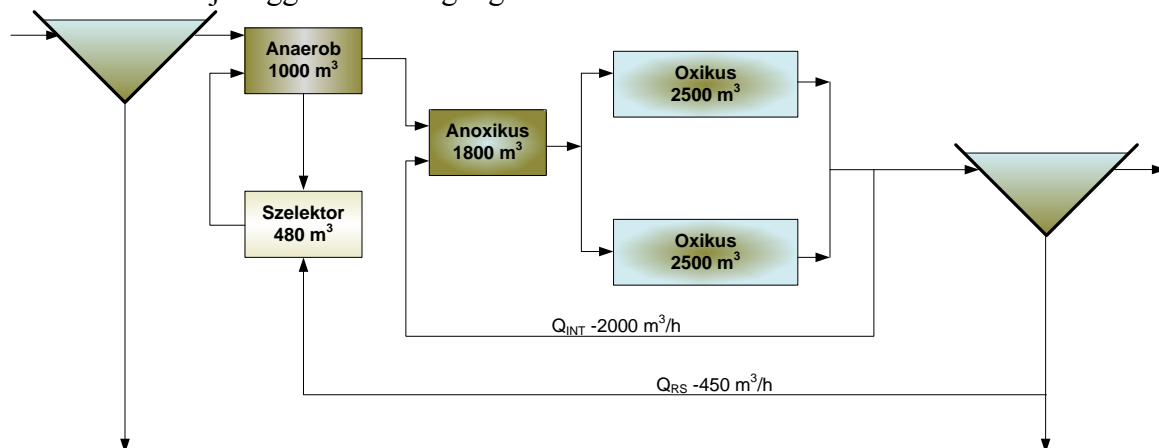
A hazai magyarországi szennyvíztisztító bővítések részben az adott időszakban előre jelezhető terhelésnövekedések, részben a tisztítás minőségi igényének a növekedése miatt lehettek reálisak. Az eltelt évek ugyanakkor bizonyították, hogy a gazdasági visszaesés eredményeként a tisztítókra várt terhelések elmaradtak. Ez az esetleges előülepítő kapacitások kapcsán az eleveniszapos részek biológiai terhelését érintette érzékenyen, rontva a biológiára érkező víz KOI/TKN arányát, ami pedig a denitrifikáció kulcsparamétere. Sajnos ugyanebbe az irányba hatott a megnövekedett gyűjtőcsatorna hosszokon bekövetkezett fokozott anaerob lebomlás is. Ezt az elméletileg megfelelő nitrogén és foszfor tápanyag eltávolításra tervezett tisztítók éppen a kiépítettségük különbözőségei miatt egymástól eltérő módon próbálták kompenzálni többkevesebb sikerrel. A további rész 4 hazai, különböző kialakítású, bővített kapacitású eleveniszapos tisztító üzemeltetésre vonatkozó tapasztalatait foglalja össze. Az anaerob iszaprohasztás iszapvizének a nitrogénmentesítése ezeknél az üzemeknél egyébként a zalaegerszegi üzem kivételével az eleveniszapos tisztítás vonalán történik.

A négy telep különbözősége az eleveniszapos medencék HRT-jében, és a levegőztetés-szabályozásukban van. Több évi munka eredményeként végül is mindegyik képes az előírt nitrogén határérték elérésére. Ennek azonban mindegyiknél ára van, mint az a villamos áram termelésükénél majd egyértelművé válik. Telepenként eltérő ugyan az anaerob : anoxikus : aerob térfogathányaduk, a medencék keverésének mértéke, valamint a recirkuláltatott iszap (iszapos víz) nitrát-mentesítésének megoldása is (Johannesburg, illetőleg UCT technológiák). Jó nitrogéneltávolításukhoz azonban mindegyiknél jelentősen hozzájárult a gondos üzemeltetés szabályozás.

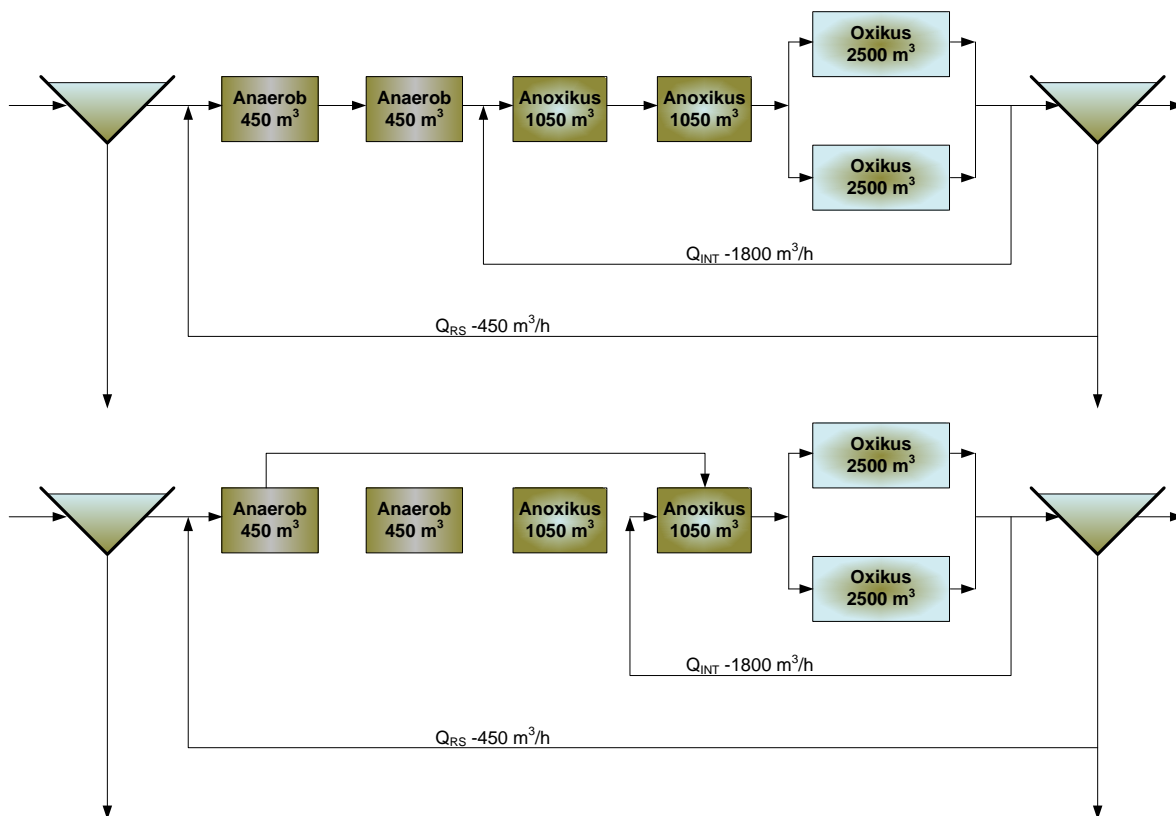
Veszprém és szennyvizeinek tisztítása

A veszprémi A2/O technológia régi blokkja szelektoros, úgynevezett Johannesburg megoldás (**30. ábra**). Ez a telep korábbi gyakorlatában megfelelőnek bizonyult, ezért a múlt évtized elején végzett bővítés (a régivel párhuzamosan kiépített, hasonló iszapterfogatú rendelkező tisztítóblokk) is elvében hasonlóra készült, bár más medence elrendezéssel. Az új blokknál lehetőséget biztosítottak két meghatározóan eltérő üzemeltetésre is, amit jól szemléltet a **31. ábra**. Mindegyik tisztítósornak külön előülepítője és utóülepítője van, de egy utóülepítővel is működtethetők. Így szeparált iszapos, vagy egyesített iszapos is lehet a működtetés. Ez esetenként az iszapjuk biológiai teljesítményében, tulajdonságaiban, elsősorban iszapduzzadási hajlamában hoz változást. A két sor terhelésmegosztása is változtatható. Általában fele-fele

terheléssel mennek, de volt már 1/3 terhelés is az új soron, sőt üzemelt a nyári időszakokban a rendszer kísérleti jelleggel csak a régi ág működtetésével is.



30. ábra A veszprémi szennyvíztelep múlt század kilencvenes éveiben épített tisztítóblokkjának a folyamatábrája a hasznos medencetérfogatokkal

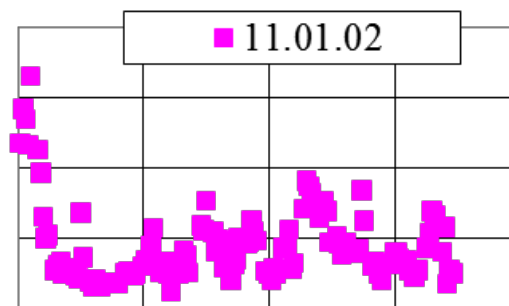


31. ábra A veszprémi szennyvíztelep második biológiai blokkjának az üzemeltetési lehetőségei

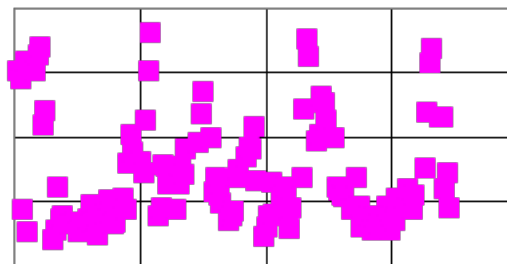
Fontos jellemzője még a telepnek a rothasztott iszap részleges szárítása az elhelyezését megelőzően. Ez napenergia hasznosításával, úgynevezett szolár-szárítással történik. A tisztító korábban épített biológiai blokkja (30. ábra) mintegy 8300 m³ iszapos medencetérfogattal készült (1998). Ekkor a telep hidraulikai terhelése mintegy 13-15 ezer m³/d volt, lakosegyenértékben pedig mintegy 80-90 ezer. Vízhozamban egyébként ma 12-14 ezer m³/d, de a biológiai terhelése mintegy 15-20 %-al növekedett. A telep megfelelő előülepítéssel rendelkezett, a nitrifikációt azonban nem minden télen tudta zavarmentesen biztosítani. A telepre ugyanis a hóolvadások esetén olyan olvadt hólényiség érkezett, ami a vízhőmérsékletet 10 fokig is csökkenthette. Az üzemeltetés sikere így télen erősen időjárás

függő volt. A vízhőmérséklet ingadozásával iszapduzzadás is rendszeresen fellépett a tavaszi melegedéskor.

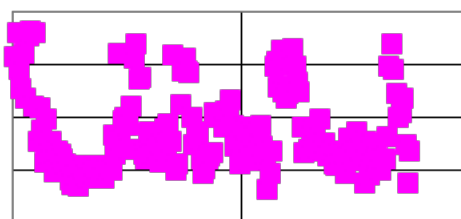
A telep további bővítésére az elmúlt évtized közepén került sor (**31. ábra**), amikor egyébként már működött a telep szoláris iszapszárítása is. Ezzel a bővítéssel a tisztító teljes iszapterfogata mintegy 17000 köbméterre növekedett. Ez a térfogat, illetőleg az annál kialakuló, mintegy egy és egyharmad napos HRT, illetőleg relatív iszapterhelés az adott kiépítésben és szabályozásban igen jó szerves anyag és nitrogéntávolítást biztosít a döntően lakossági szennyvíz tisztításánál. A tisztított elfolyó víz $\text{NO}_3\text{-N}$ koncentrációja jelenleg már átlagosan 6-8 mg/l körül alakul, így a TN értéke sem haladja meg átlagosan a 8-10 mg/l értéket (**32. ábra**). Ezt a jó denitrifikációt ráadásul a rothasztás iszapvizének a kizárólagosan főágon történő nitrogénmentesítésével biztosítja a két tisztítósor.



régi sor utóülepítő



új sor utóülepítő



egyesített elfolyó

32. ábra Az egyes tisztítósorok elfolyó vizének és az egyesített telepi elfolyó víznek az összes-nitrogén koncentrációja 2011 évben

A két eleveniszapos sor levegőztetésének a szabályozása egymástól független, de lehetőség van az összekapcsolásukra is. Mindegyik saját levegőztető gépházzal, DO méréssel, és annak alapján szabályozott két-két aktív fúvóval és egy-egy meleg tartalékkal van ellátva. A minimálisan beállítható frekvencia 25 Hz, így nagyon kicsi a nem szabályozott tartomány. Az oldott oxigénmérő szondák az oxikus medencék középpontjában helyezkednek el. Az

ammónium gyakorlatilag mindegyik soron folyamatosan 1 mg/l alatti koncentrációban van a levegőztetők elfolyó vizében. A foszfor határérték biztosításához időszakosan van csak szükség minimális vas-adagolásra. Az anoxikus medencékbe történik ilyenkor a vegyszer (Piral) adagolása, amely segíti az iszapflokulációt, ülepedést, csökkentve a fonalásodást is. Egyébként jótékony hatású az iszap rothasztásánál is, csökkentve a hidrogén-szulfid toxicitást a rothasztóban.

A két tisztítósor terhelésmegosztásával lehetőség adódott annak vizsgálatára, hogy 2/3 – 4/3 napos HRT tartományban különböző levegőztetés-beállítással milyen tápanyag eltávolításra képes a technológia. Melyik sor szabályozható jobban foszforeltávolítás, vagy éppen denitrifikáció tekintetében. A vizsgálatok általánosságban azt bizonyították, hogy a szelektoros, korábban épített sor 4-5 g/l iszapkoncentráció mellett biztonságosabban üzemeltethető, mint a később épített sor. Az is bebizonyosodott, hogy kedvező a téli időszakban mindkét sorral 6-7 g/l iszapkoncentráció körül üzemelni, mert ez nagyobb biztonságot ad a nitrifikációnak. Ezzel szemben nyári meleg vízhőmérsékletnél ilyen iszapkoncentrációval akár a régi sor is elegendő a tisztításra.

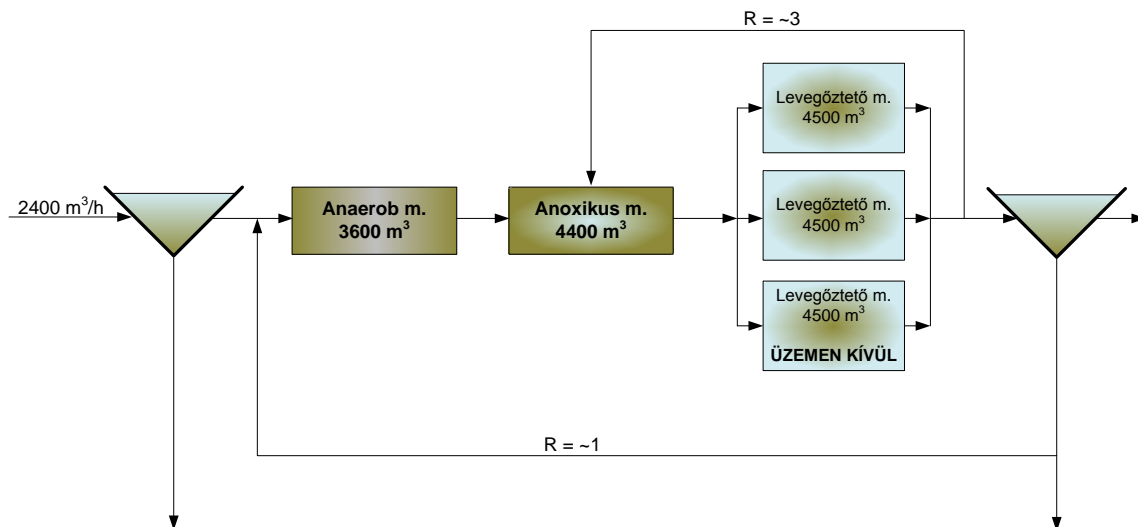
A levegőztetett terekben egyébként a kiépített szabályozás elég gyakran nem tartja stabilan az oldott oxigén koncentrációját, amire nem találtak magyarázatot. Nem okozott azonban ez problémát a tisztításban, sőt kedvezőnek bizonyult, ha a nagyobb terhelésű délelőtti, nappali időszakokban (nagyobb iszapterhelés) kisebb oxigénkoncentráció (csak néhány tized mg/l) állt rendelkezésre a medencékben, ugyanakkor a kisebb terhelésű késő éjszakai-hajnali időszakban 2 mg/l, vagy még nagyobb a medencék oxigénkoncentrációja. A nagy iszapkor lehetőséget ad a telepnek a nitrifikáció kis oxigénellátással történő időszakos befékezésére, s azzal a levegőztetett terek szimultán denitrifikációjának a növelésére.

A biológiai tisztítás (primer és szekunder) iszaphozamára a tisztítóban 0,7 kg MLSS/kgBOI₅ fajlagos érték adódott. A rothasztókra tejipari iszap is feladásra kerül megfelelő előkeveréssel, egyenletes iszapfeladással. Összességében megállapítható, hogy naponta átlagosan 4000 kg lakossági iszap (szárazanyag) kerül feladásra. Ehhez adódik heti 5-8 m³ tejipari szennyvíz tisztításából származó flotátum (5-5 % szárazanyaggal), és heti 10-15 m³ kis szennyvíztisztítóktól származó fölösiszap sűrített vagy elővíztelenített állapotban. Ezekből átlagosan 1900 m³ biogáz és 2900 kg iszapmaradék (szárazanyag) keletkezik. A fajlagos biogázhozam összességében mintegy 0,41 m³ biogáz/kg rothasztásra feladott iszap szárazanyag. A keletkezett biogázból termelt villamos energia nagyobb időszak átlagát figyelembe véve a telepi igény több mint 40%-át fedezi.

Speciális adottsága veszprémi szennyvíztisztítónak az iszap napenergiával történő szárítása. Ez a telepen komoly gáztisztítás igényt eredményezett, melynek ismertetésére egy későbbi fejezetben térünk ki.

Szombathely és térsége szennyvizeinek tisztítása

A szombathelyi szennyvíztisztítónál, amely átlagosan napi 24 ezer köbméter, döntően lakossági szennyvizet tisztít, az elmúlt évek kapacitásbővítésének a fő elemei az iszaprothasztás és komposztálás és segédberendezéseinek a kiépítése voltak. Az eleveniszapos biológiai tisztító rendszeren csak apróbb változtatások történtek. A korábbi UCT kiépítés több átkötési lehetőséget hagyott különböző iszap visszavezetési és nyersvíz bevezetési, megosztási változatokra. A telep biológiai medencéinek a kapcsolási vázlatát az eleveniszapos medencetér fogatokat is feltüntetve a **33. ábra** mutatja. Az ábrából látható, hogy az anaerob medencetér fogat kicsit túlbiztosított az anoxikus rovására.



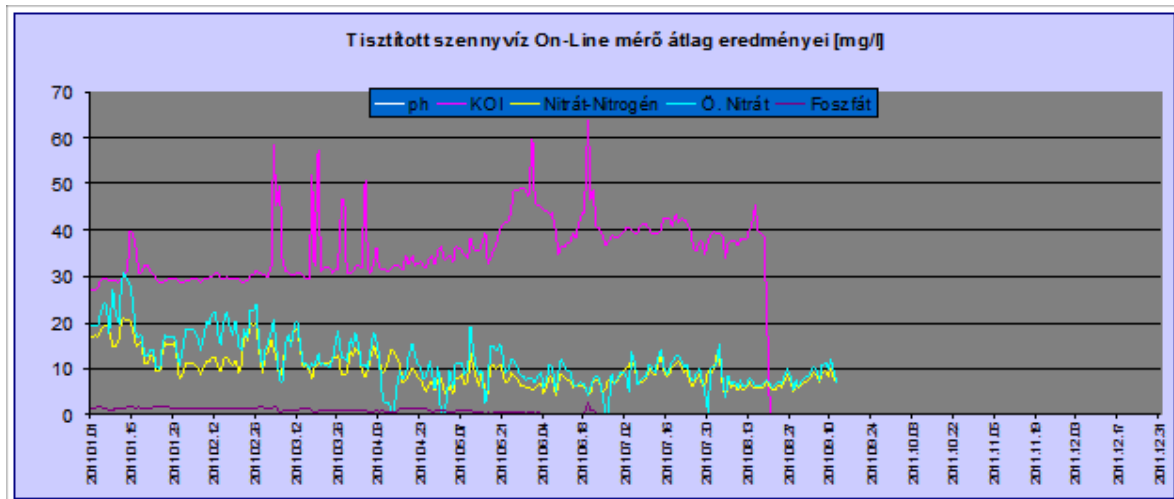
33. ábra A szombathelyi szennyvíztisztító sematikus kiépítése és medencetérfogatai

Az iszaprothasztás beindításával ennél az üzemnél az előülepítő kapacitást csökkenteni kellett (a két előülepítő egyikének a kikapcsolásával) az eleveniszapos biológiára kerülő szennyvíz KOI/TKN arányának növelése érdekében. A rothasztás ugyanis egyértelműen nitrogénterhelés növekedést eredményezett az eleveniszapos vonalon, szerves anyag terhelés növekedése nélkül. A denitrifikációt javítandó (szerves anyag elemi oxigénnel történő oxidációja mértékének csökkentésével) az anaerob és anoxikus tereket követő három párhuzamosan kapcsolt levegőztető medence közül jelenleg csak kettő van üzemben. Ezekből a levegőztető medencékből a nitrifikált iszapos víz az anoxikus medencék elejére került vissza (belső recirkuláció) az elődenitrifikáció érdekében. A nagykörös iszaprecirkuláció az anaerob medencék elejére viszi vissza az utóülepítőkből az iszapot. Az egyes medencék térfogatai adottak, tehát a jelenlegi anaerob:anoxikus:aerob térfogatarányon (3600:4500:9000 – medencetérfogatok köbméterben) csak a harmadik levegőztető medence (további 4500 m³) bekapcsolásával lehetne változtatni. Erre a tapasztalatok szerint a teljes nitrifikáció biztosításához nincs szükség. A kisebb oxikus iszapterfogat-hányad kedvezőbb a denitrifikációnak. A nagykörös iszaprecirkulációt is csökkentette az üzem az elmúlt év végével. A korábbi átlagosan 1,4-es recirkulációs arányt egyre csökkentette.

Az iszaprothasztás kiépítésével párhuzamosan a levegőellátás biztonságosabbá tételére, jobb szabályozásának a kiépítésére is sor került. Előtte 1 légfúvó látta el közösen az üzemelő akár 3 levegőztető medencét is, ezért hol túl sok, míg máskor túl kevés volt az oxigén azokban. Jelenleg minden levegőztető medencének 2-2 külön légfúvója van. Mindkettő frekvenciaváltóval ellátva. Folyamatosan egy fúvó megy, és ha elérte az 50 Hz-et, és nem elégséges az oxigénszint, akkor indítja a másodlagos fúvót. Van 1 db meleg tartalék, amely mindhárom medencéhez felhasználható. A korábbi csöves levegőztető elemek is ki lettek már cserélve tányérosra.

A levegőztetett medencék egyébként kaszkád medencesorként működnek, azaz kimérhető a dugószerű áramlás azokban. Mivel a levegőztető elemek elosztása a medencék fenekén adott, s a medence folyadékáramlási irány szerinti első és második fele között jelentős oxigénkoncentráció-gradiens alakul ki, az oxigénhiányosabb első medencetér is növelhette valamelyest az ott kialakuló szimultán denitrifikációt. A medencék elején 0,5, a végén 2 mg/l körüli oxigénkoncentrációt tartottak a vizsgált időszakban. A fúvók szabályozása a medencék második felében elhelyezett szondák jele alapján történt. Ezekkel a módosításokkal sem sikerült azonban a tisztított víz TN koncentrációját 15-16 mg/l alá csökkenteni.

Ami végül a megoldást jelentette, az a folyamatok még gondosabb nyomon követése volt. A telepen a tél beálltával a kis HRT, illetőleg iszapkor, valamint hidegebb vízhőmérséklet miatt hagyományosan megnövelték a medencékben az iszapkoncentrációt. Ez javította a rendszerben a nitrogéneltávolítást is. Ezért a víz melegedésével tovább növelték az iszap koncentrációját 8-10 g/l értékig (amit az utóülepítők még el tudtak viselni). Ekkor tovább javult a denitrifikáció a rendszerben (**34. ábra**).



34. ábra A szombathelyi szennyvíztisztított szennyvíz KOI, NO₃-N, TN és TP adatai

Bár ammónium kontroll a levegőztető medencékben nincs, az elfolyó víz ellenőrzése alapján tovább lehetett csökkenteni a szabályozott DO szintet is, amit jelenleg 2 mg/l helyett 1,2 mg/l körül tartanak. A fűvók és a levegő bevezetésének ez a szabályozása lehetővé tett elég jelentős denitrifikáció javulást. A tisztító elfolyó vízében mindezek eredményeként lassan csökkenni kezdett az összes nitrogén koncentrációja, s sikerült azzal átlagosan a telepre előírt szigorúnak minősíthető 10 mg/l TN határérték alá menni, az eleveniszapos tisztítósorra kerülő ülepített víz átlagosan **6-7 körüli KOI/TKN aránya** ellenére. A legutóbbi időszak tisztított szennyvizének a minőségét a **34. ábra** szemlélteti.

A nagy iszapkoncentráció a változatlan intenzitású keverés mellett több nagyobb pehely kialakulását, s azok belsejében nagyobb oxigénhiányos tér kialakulását jelenti. Az iszaptömeg növekedése nagyobb endogén tápanyag felszabadulást is eredményez az iszap hidrolízise révén, ami ezekben a pelyhekben javítja a denitrifikáció lehetőségét. Az ülepítőkre kerülő iszap 30 perces ülepedése ugyan 950 ml/l körül van, de a nagyobb esőzések kivételével ez még jó iszapülepedést, iszapsűrűsödést biztosít (Mohlmann-index = 100-120 ml/g). A tisztított elfolyó víz nem tartalmaz határérték feletti mennyiségben lebegőanyagot. Nincs tehát a telepen az utóülepítés zavarából adódó iszapkihordás.

A szombathelyi tisztítónál a biológiai tisztító részben a szennyvíz HRT-je alig több mint 2/3 nap (17200m³/24000m³), ami viszonylag kicsinek hat a teljes biológiai nitrogén és foszforeltávolításhoz. Kedvezőtlen ezen túl az anoxikus térfogatnál alig valamivel kisebb anaerob térfogat is. Az aerob térfogat aránya ugyanakkor viszonylag kicsi a teljes iszaptérfogathoz képest (52,3 %), ami jó levegőellátást, levegőztetés szabályozást igényel abban a nitrifikáció biztosítására. Az iszapkoncentráció növelésével megfelelő oxigénellátás mellett egyébként az utóbbit is növelni lehet a rendszerben. A tisztító adottságait így a megfelelő üzemeltetéssel kombinálva a viszonylag kis térfogatban is biztosítja a megfelelő nitrogéneltávolítást.

Fontos itt a szabályozásban az oxikus medencék terenként különböző oxigénszint szabályozása, ami az iszapkoncentráció növelésével fokozottan érvényesült a szimultán denitrifikáció növekedésében. Mivel az eleveniszapiszap koncentrációja jelenleg a korábbi érték mintegy

duplája, az iszapkor is lényegesen nagyobb, mint a hagyományos rendszerekben. Ezért lehet jó a telepen ilyen kis HRT mellett is a nitrifikáció, denitrifikáció.

A tisztító tervezi a jövőben az anaerob medence egy részének anoxikussá tételét is a nitrát-recirkulációs vezeték meghosszabbításával. Ezzel ugyan a biológiai foszforeltávolítás hatásfoka csökkenne (de vegyszeres kicsapatással kompenzálható ez a veszteség), míg jelentősen nőhetne a denitrifikációs tér. A biológiai többletfoszfor eltávolítást a nagy anaerob iszaptérfogat hányad ellenére jelenleg is vas-só adagolással segíti az üzem. Az elmúlt nyár tapasztalatai szerint erre ugyan a foszforeltávolításnál semmi szükség nincs, nélküle is 1 mg/l alatt tartható a tisztított víz foszfát koncentrációja. Mivel azonban biogáz kéntelenítőt nem építettek be a gázmotorok elé, a rothasztásnál keletkező kénhidrogént az iszaphoz adagolt vas-sóval lehet csak eltávolítani. A vas-sót elvileg a rothasztóba feladásra kerülő iszaphoz is lehetne adagolni. Mivel azonban a vas-só szabad szulfid megkötő hatása már az eleveniszapos részben is érvényesül a szagcsökkentésben és a nitrifikálók szulfid mérgezésének a csökkenésében, a vegyszert a mindenkori szükség szerint az előülepítő után adják a szennyvízáramba.

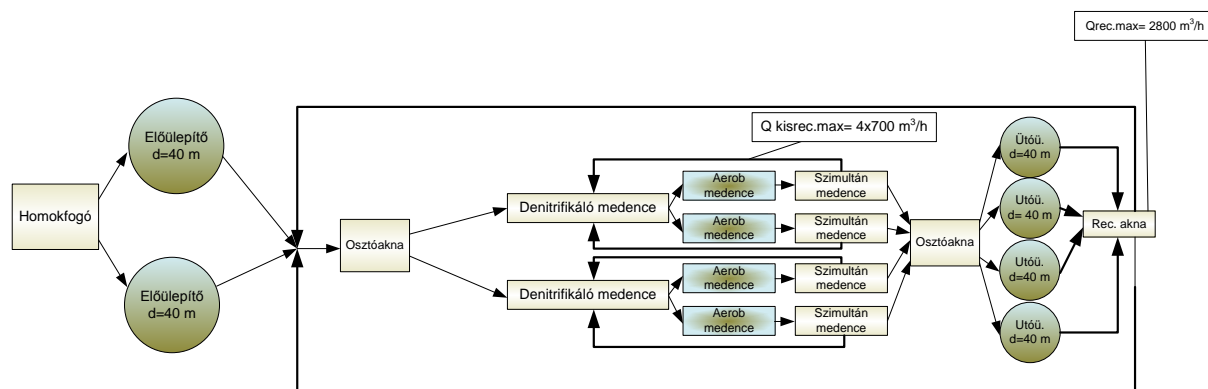
A szombathelyi telepen a rothasztóra feladott iszapmennyiségből számítható közvetlen iszaphozam a veszprémihez hasonlóan 0,7 kg MLSS/kg BOI₅ érték. Ugyanez a rothasztott iszaphozam már lényegesen kevesebb, átlagosan 0,5 kg MLSS/kg BOI₅. A fajlagos iszaphozam csökkentését elsősorban a rothasztóban kellene fokozni, hogy a komposztálás segédanyag igényét jelentősen csökkenteni lehessen. Ez elképzelhető a szennyvíziszap rothasztás előtti ultrahangos kezelésével. Ez persze növelné az iszapvízzel a rendszer elejére visszakerülő ammónium mennyiségét is. Ez a jelenlegi levegőztetés szabályozás további optimalizálását kívánná meg. Alternatívaként szóba jöhet az iszapvíz szeparált nitrogénmentesítése, amelyet a zalaegerszegi tisztítóban építettek ki.

A szombathelyi tisztítóban az iszap biometanizációja hagyományos rothasztással történik. Az iszap hidrolízisét jelenleg sehogyan nem gyorsítják, mélyítik el. Ilyen körülmények között a fajlagos biogáz kihozatal a telepen 0,37 m³/kg feladott iszap szárazanyag. A telep teljes villamos energia felhasználása átlagosan 10000 kWh/d, ami a 24 ezer köbméter szennyvízre mintegy 0,45 kWh/m³ tisztított szennyvíz fajlagos érték a tisztítás kapcsán. Ezt egyéb energiaigények további 10 %-al megnövelik. Jelenleg a víztelenített iszap teljes mennyisége komposztálásra kerül.

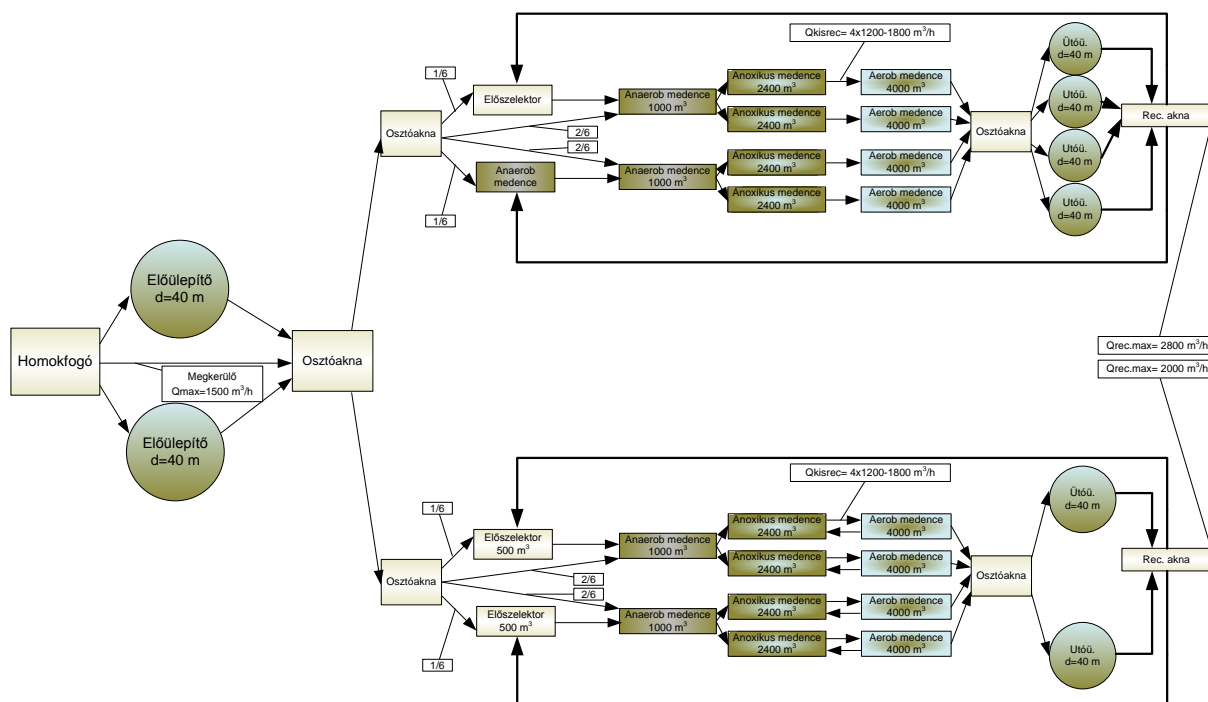
Debrecen szennyvíztisztítása

debreceni szennyvíztisztítót az elmúlt évek során egy régi, túlterhelt, korszerűtlennek nevezhető, ugyanakkor nagyon jól működő rendszerből bővítették egy kétszer akkora eleveniszap iszaptömeggel (iszapos medence térfogat) működő egységgé. A korábbi telepnél a szennyvíz tartózkodási ideje a tisztítóban (HRT) 2/3 nap volt (30000m³ eleveniszap / 45000 m³/d előülepített szennyvíz). Ha azt is figyelembe vesszük, hogy minimális elő és ahhoz képest jelentős utódenitrifikációs terekkel üzemelt, a helyzetét még rosszabbnak ítéltük. Megfelelő mikroorganizmus tenyésztéssel történt intenzifikálás után ugyanakkor a tisztítás minden paraméterében teljesítette a határértéket, sőt a denitrifikációja a tisztított víz összes nitrogénjét stabilan 8 mg/l körüli értékre tudta csökkenteni igen jelentős részarányú ATEV mellékterméknek a szennyvíziszappal együtt történt rothasztása mellett is.

Az új telep a régi átalakításával és egy vele megegyező térfogatú teljesen új egység megépítésével jött létre (**35. ábra** és **36. ábra**)



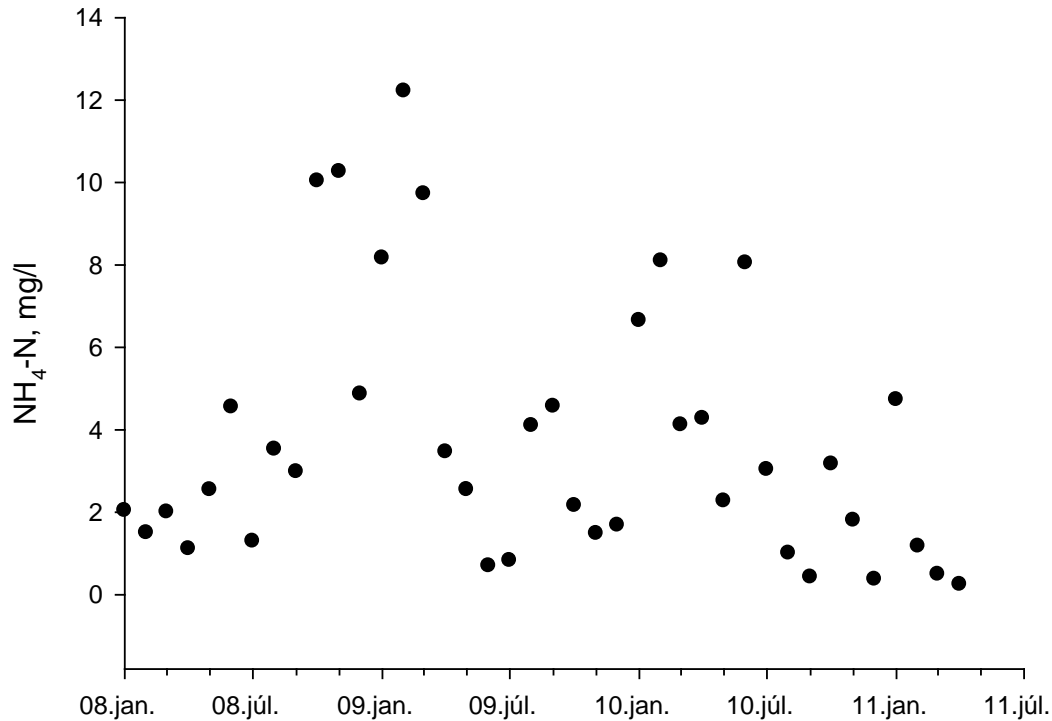
35. ábra A 2010 közepéig üzemelt régi debreceni szennyvíztisztító kiépítése



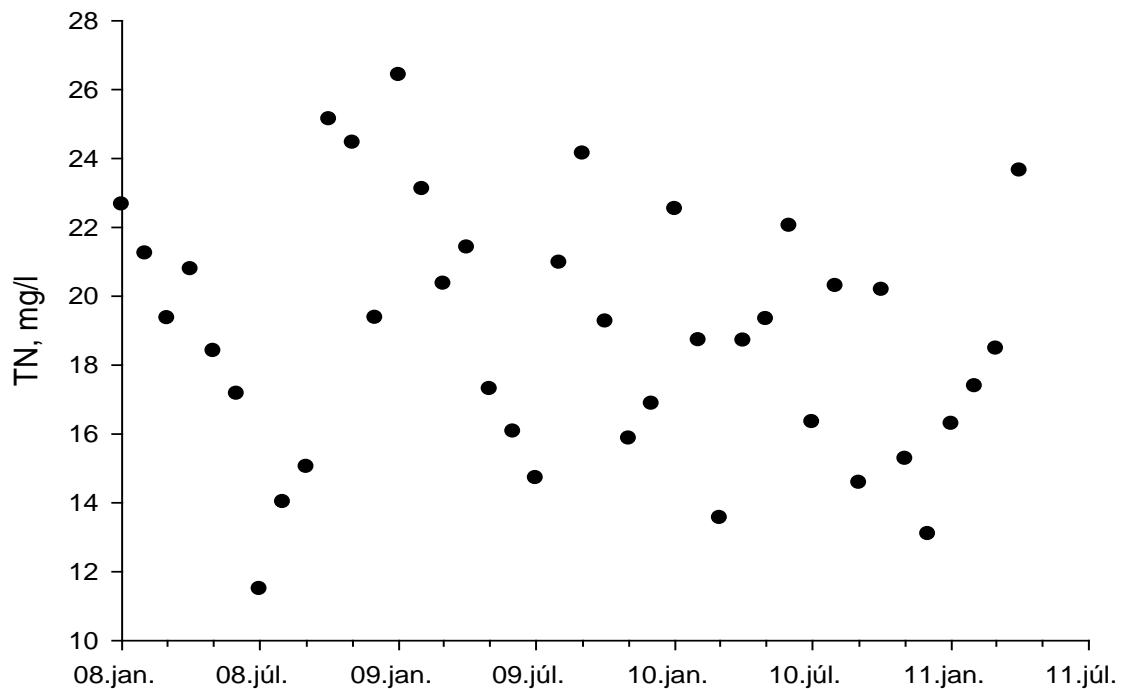
36. ábra A 2010 után indított felújított debreceni szennyvíztisztító kiépítése

A bővített tisztító A2/O technológiával épült ki, ahol a biológiai többletfoszfor eltávolítást és denitrifikációt egy előszektor is javítani hivatott. Ezzel az eleveniszapos térfogata pontosan kétszerese a korábbi telepének. Így a HRT az eleveniszapos medencékben kétszeresére növekedett, miközben az elődenitrifikáció is jobban érvényesülhetett. A kapacitásbővítésre és technológiai módosításokra azért volt szükség, mert a tisztítóra jelentős többletterhelés bekötését tervezték a bővítés időszakában a környező helységek csatornázásának a kiépítésével. Ez ugyan megtörtént, de a telep biológiai terhelése nem nőtt. Közben ugyanis a város legtöbb élelmiszeripari üzemében is megépítették a szennyvíz előtisztítását, sőt a legnagyobb élelmiszer üzem, a csemegekukorica feldolgozó a később ismertetésre kerülő intenzív anaerob tisztításra állt át. Ez jelentős szerves anyag eltávolítást, szennyvíztisztító terhelés csökkenést eredményezett. A kommunális telep átlagos biológiai terhelése is jelentősen csökkent, sőt a korábbi nyári-nyárvégi óriási terheléscsúcsok is elmaradtak. Mindezek jelentős hatással lettek a kibővített szennyvíztisztító működésére, tisztítási határfokára. A megduplázódott iszapkor eredményeként a nitrifikáció a **37. ábra** látható tisztított víz paraméterek szerint alig javult, bár a helyi határértéket így is kielégítette. A denitrifikáció viszont romlott (**38. ábra**), pedig a beüzemelés alatt az ATEV melléktermékét

nem is fogadta a rothasztó. A denitrifikációs hatások csökkenése részben a tisztítóba érkező nyersvíz rosszabb KOI/TKN arányának, részben a keletkező fölösizap túlzott stabilizálásának lett az eredménye.



37. ábra Ammóniumkoncentráció alakulása a korábbi és a bővített debreceni szennyvíztisztító tisztított vízében



38. ábra Az összes nitrogén koncentrációjának alakulása a korábbi és a bővített debreceni szennyvíztisztító tisztított vízében

Az új tisztító tervezője javasolta a jelenlegi 4 párhuzamosan üzemeltetett tisztítósor egyikének kiiktatását, tehát a HRT átlagosan 1 napra történő csökkentését. Erre 2011 júliusának a második felében került sor. Egyidejűleg az egyik előülepítőt is kikötötték a rendszerből, csökkentendő az előülepítés szerves anyag eltávolítását (KOI csökkentés). Az üzemeltető következő lépése a korábbi tapasztalatok alapján a levegőztetés jobb szabályozása volt a szimultán denitrifikáció növelése érdekében. Érdekes, hogy a telep eleveniszapjának, illetőleg annak a tisztítóteljesítményének a problémája nem csak a nitrifikáció, de a KOI eltávolítás tekintetében is érzékelhető. A többi vizsgált telepeknél, de a debreceninél valamivel nagyobb szegedinél is a tisztított víz KOI-je csaknem fele a Debrecenben mért értékeknek. Ezen problémák miatt a tisztító egyik felét le is állították, s a maradékkal ma már megfelelő a tisztítás.

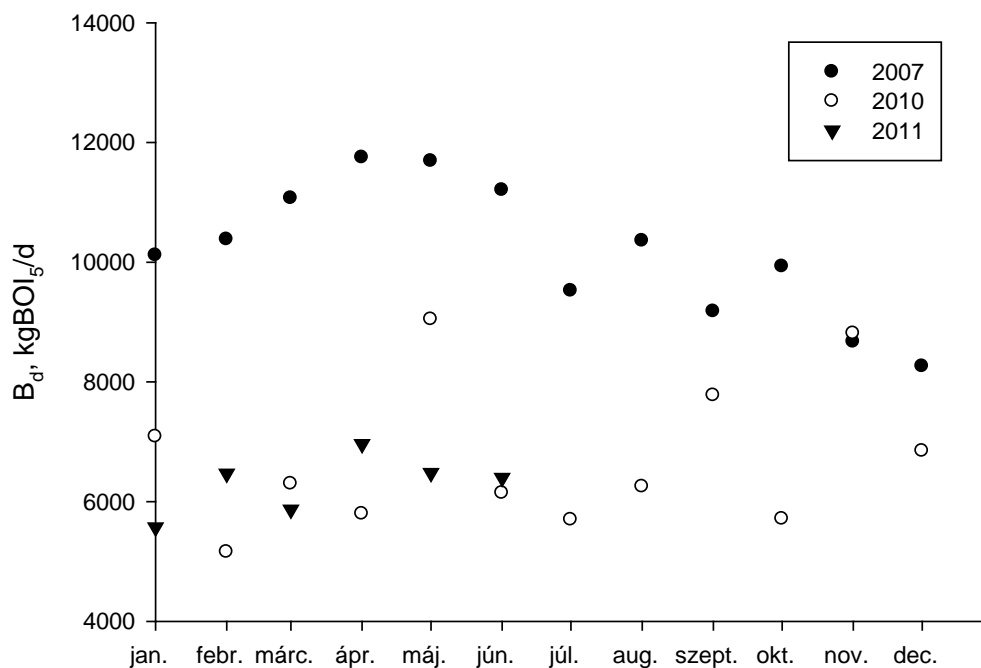
A fajlagos iszaphozam itt csak együtt számolható a primer és szekunder iszapra. A fajlagos iszaphozamokat havi átlagadatokat átlagaként számoltuk (2010 május – 2011 április). A rothasztás előtt ez 0,7, a rothasztás utáni iszapmaradéokra 0,55 kg maradék iszap (szárazanyag)/kg BOI₅ érték. A fajlagos gázhozamot a rothasztóra feladott iszapmennyiségre, valamint a tisztítóba érkezett szennyezőanyag (BOI₅) mennyiségre is számolni lehet. Ez az érték már valamelyest csúsz a szennyvíztisztító rothasztójában feldolgozott fehérje koncentrációját miatt, ami a fajlagos gázhozamot jelentősen megnövelte. Ekkor a fajlagos gázhozam 0,45 m³/kg rothasztásra feladott iszap szárazanyag is volt. A garanciális beüzemelés időszakában ennél jóval kisebb, 0,264 m³/kg rothasztásra feladott iszap szárazanyag fajlagos érték volt mérhető. Ez nem az új üzem iszapjának a rothasztóban eltöltött 15 napos rothasztási ideje (HTR) miatt alakulhatott így, hanem a szerves anyag eleveniszapos medencékben bekövetkezett fokozott oxidációja miatt. Megjegyzendő, hogy az utóbbi időszak fajlagos értékei egyértelműen a lakossági szennyvízre és szennyvíziszapra jellemző adatok, mert ekkor a garanciális beüzemelés miatt a telep nem fogadott ATEV mellékterméket biometanizálásra. A tisztító tehát fele akkora eleveniszap térfogattal, vagy tömeggel még jobb denitrifikációt is produkál, mint a bővített. A korábbi üzemben az oldott oxigén koncentrációjával történő szabályozás az üzemeltetők öntanuló tevékenysége eredményeként jobb nitrogéntávolítást biztosított, mint az új telep tervezője által előírt paraméter beállításával. Ez jól bizonyítja, hogy a rendszer és a tisztítandó szennyvíz adottságainak figyelembevételével lehet igazán beállítani egy szennyvíztisztítóban a levegőztetés szabályozását, s azzal a szerves anyag oxidáció, a nitrifikáció és denitrifikáció egyensúlyát.

Zalaegerszegi szennyvíztisztítás

A zalaegerszegi szennyvíztelepre a korábbi években húszezer köbmétert megközelítő, élelmiszeripari szennyvizekkel erősen szennyezett víz is érkezett naponta. Tisztítására 11460 m³ iszapos medencetér állt rendelkezésre. Ez abban az időben egyértelműen kevés volt a megfelelő tisztításhoz, hiszen a telep előülepítéssel sem rendelkezett. Ezen túl a telepnek nem volt iszaprothasztója, ami erős szaghatást és iszap elhelyezési problémákat generált a térségben. Problémát jelentett az is, hogy az oxidációs árkok falmagasságának megemelésével kialakított rendszerben viszonylag kicsi volt a denitrifikációs tér hányada, ami miatt a viszonylag jó KOI/TKN arány ellenére sem tudta a nagyságának megfelelő EU-s technológiai határértéket biztonsággal teljesíteni.

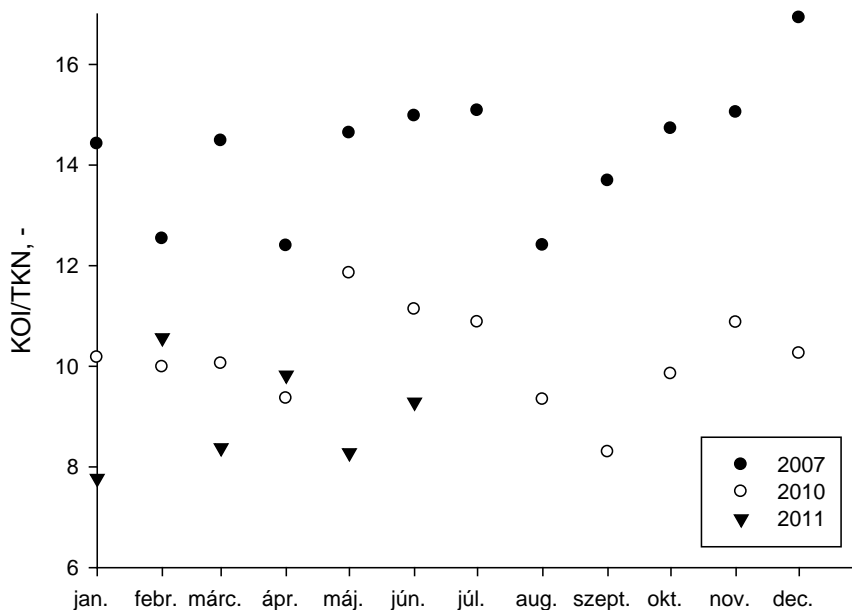
Mindezek a tisztító bővítését igényelték, hiszen a térség, illetőleg a befogadója a „kiemelten érzékeny” hazai kategóriába van besorolva. Az utóbbi időben azonban itt is ugrásszerűen csökkent a vízhozam a lakosság és az ipar részéről is, bár vele szemben a helyi csatornaépítések és több környező helység bekötésével némi lakossági terhelésnövekedés is jelentkezett. Ezzel együtt a tisztítóba érkező összes szennyvízmennyiség és biológiai terhelés is folyamatosan csökkent, s csak az utóbbi 1-2 évben stabilizálódott (**39. ábra**). A tisztító korábbi években mért

terhelését és paramétereit a 2007 évi adatsor, a bővítést követő értékeket pedig a 2010-2011 évi adatsorok érzékeltetik.



39. ábra A zalaegerszegi szennyvíztisztító biológiai terhelése 2007 és 2010-2011 években

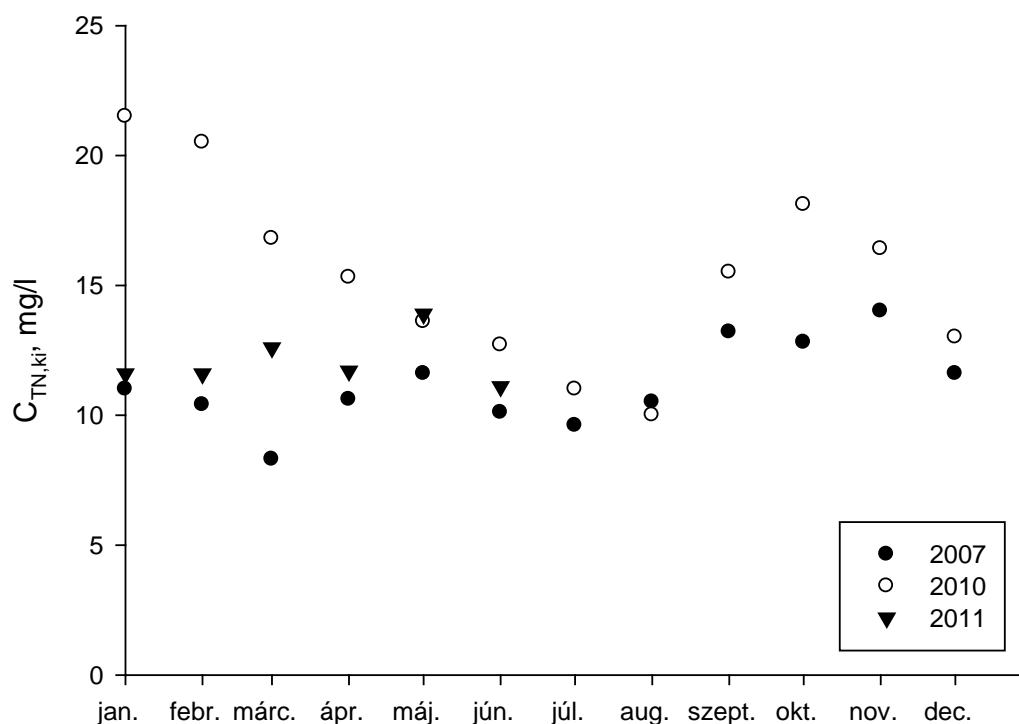
A korábbi vegyes települési szennyvíz az ipar befékezése miatt ugyanakkor gyakorlatilag lakossági szennyvízzé vált. A tisztítóba érkező szennyvíz KOI/TKN aránya 2007-re átlagosan 14 körül állt be. Ez az érték az anaerob iszaprothasztás 2009 évi beindításával ugrásszerűen 11-12 közé csökkent. Ez egyébként legalább 10 mg/l növekedést jelentett a biológiára érkező víz ammónium koncentrációjában is (40. ábra).



40. ábra A tisztító nyersvíze KOI/TKN arányának alakulása 2007 és 2010-2011 években

A rothasztó iszapvizének a szeparált nitrogénmentesítésével (DEMON eljárás) a KOI/TKN arány a **40. ábra** alapján nem változott különösebben. Ez talán a tisztítóra érkezett szennyvíz KOI/TKN arányának a folyamatos romlásával magyarázható. Az utóbbi egy évben ez az érték 8-10 körüli értékre állt be.

A bővítés előtt a tisztítóban összesen 1/2-3/5 napos HRT alakulhatott ki az előülepítetlen szennyvíz tisztítására. Emellett a levegőztetett medencerészek hányada 75 % volt. A tisztító anaerob és anoxikus iszaptereinek térfogathányada (10 és 15 %) az adott szennyvíz denitrifikációjára szükösnek bizonyult. A szigorú foszfor határérték betartásához egyébként a telepen csaknem mindig kellett vegyszert adagolni, ami ugyanúgy a könnyen felvehető tápanyag, elsősorban acetát szükösségét igazolta. Az összes nitrogén tekintetében a régi tisztító a jó szerves tápanyag ellátottsággal (14 körüli KOI/TKN arány- **41. ábra**) csaknem teljesítette az EU technológiai határérték javaslatát.

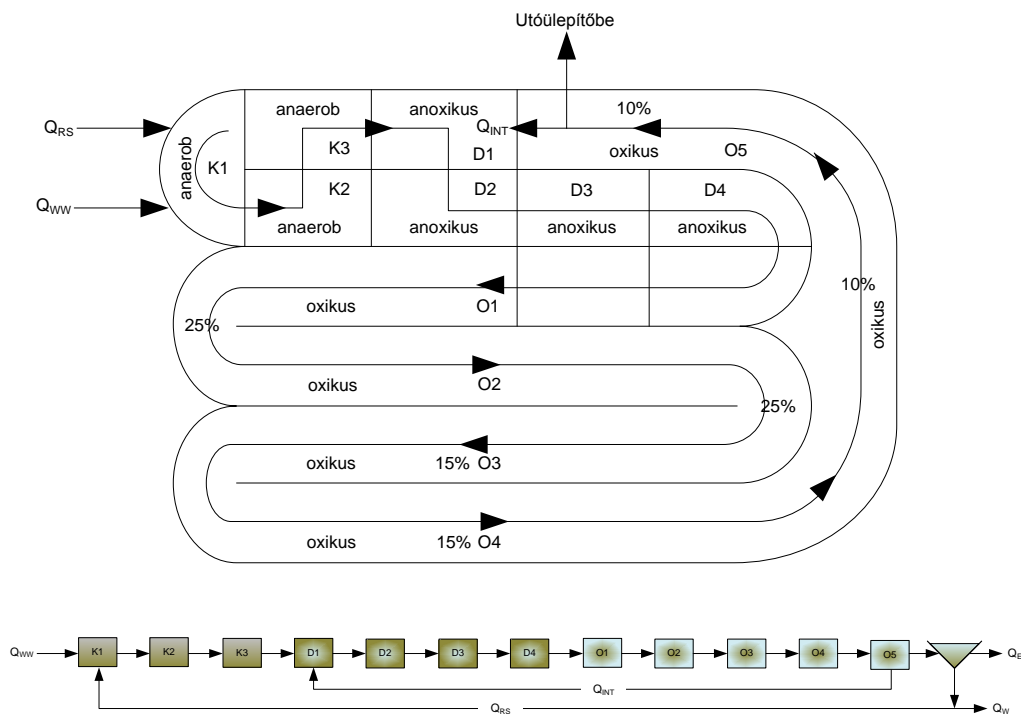


41. ábra A zalaegerszegi tisztított víz TN koncentrációja 2007 és 2010-2011 években

A **42. ábra** látható százalékos értékek az adott térrészbe beépített levegőztető elem hányadot mutatják az összes levegő beviteli kapacitásra vonatkoztatva. Hogy a ténylegesen bevitt levegőhányad, vagy levegőmennyiség az egyes térrészekben mennyi volt, azt mindig az adott tereket ellátó csővezetékre szerelt kéziszелеpek állása, valamint a fúvók oldott oxigénszintről történő szabályozása határozta meg. Szinte bármelyik szelep állítása egyébként valamennyi vezetéken, szelepen átmenő gázmennyiséget is szükségszerűen valamelyest megváltoztatja, így az optimális levegőellátás beállítása a gyakorlatban igen nehéz feladat.

A telep bővítésekor az eredeti medencetérfogatot mintegy megduplázták egy további, a korábbihoz hasonló blokk kiépítésével. Egyidejűleg a két sor kialakítását egységesítették. Ez azonban nem jelentett jelentős módosítást a korábbi (**42. ábra**) technológiai kialakításhoz képest. Medence belső elrendezésében a legfontosabb változás, hogy a levegőztetett medencetérfogot hányadot mindkét egységben 7000 köbméterre csökkentették. Ez azt jelenti, hogy az oxikus térhányad mintegy 60 %-ra csökkent a korábbi 75-ről.

A tisztításra érkező szennyvíz térfogatárama jelenleg 12-15 ezer m³/d között mozog. A kialakuló, esetenként több mint egy nap oxikus HRT az előülepítetlen lakossági szennyvíznek ugyanakkor soknak bizonyult az adott kiépítés és levegőztetés-szabályozás mellett. Ez a denitrifikációhoz szükséges, gyorsabban felvehető szerves tápanyag-frakció túlzott elemi oxigénnel történő felemésztését eredményezte. Ez a denitrifikáció ellenében hatott. A tisztító gyakorlatilag csak 20 mg/L összes nitrogén koncentrációra tudta tisztítani a próbaüzem során a szennyvizet. A **42. ábra** 2010 évi TN koncentrációsora ugyan már javuló eredményeket mutat, de ez már az azóta végrehajtott technológiai módosítás eredménye.

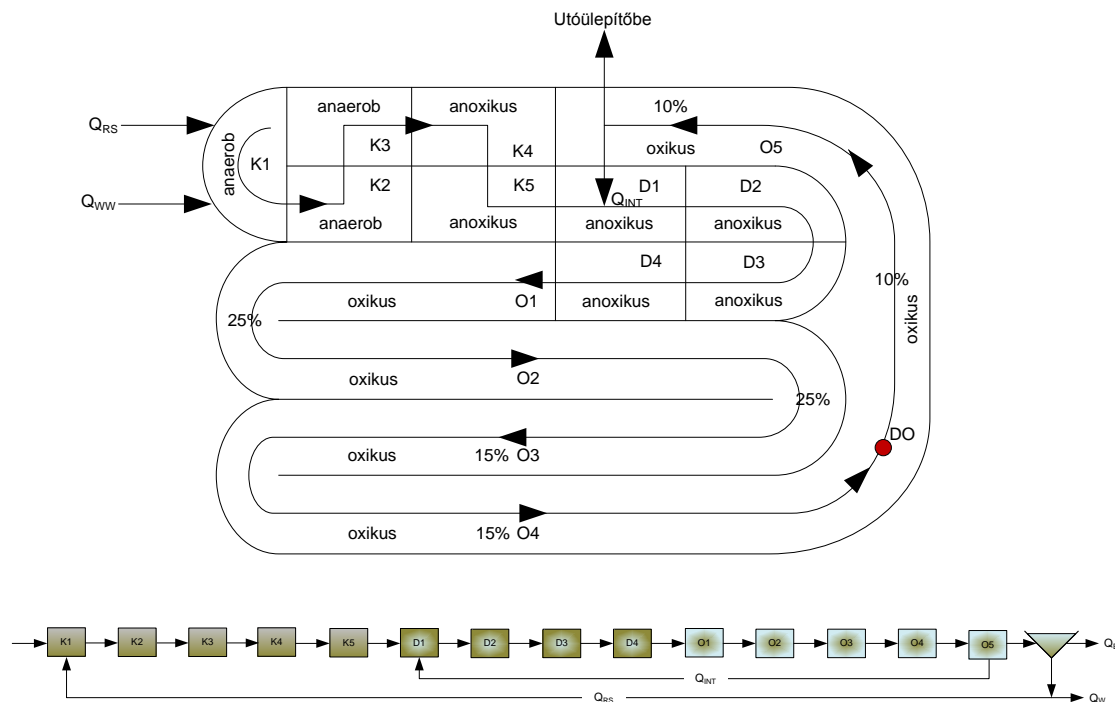


42. ábra A régi zalaegerszegi szennyvíztisztító iszaptereinek felülnézeti rajza, valamint a teljes kiépítés bloksémája

A **42. ábra** látható jelölések a következők:

- K_i kiegészítő vagy anaerob medencék sorszámozva (i=1-3)
- D_i anoxikus, vagy denitrifikáló terek sorszámozva (i=1-4)
- O_i levegőztetett medenceterek sorszámozva (i=1-5)
- Q_{ww} a tisztítandó szennyvíz térfogatárama
- Q_{RS} ülepített iszap recirkulációs árama (Q_{RS} = Q_{ww})
- Q_{INT} belső, vagy nitrátrecirkulációs áram (Q_{INT} = 5-7 Q_{ww})
- Q_w ill. Q_E fölösiszap illetőleg tisztított víz

További érdekes tapasztalata volt a próbaüzemnek, hogy anaerob környezetben ekkora térfogathányadok és HRT-k, illetőleg iszapkorok mellett a lassú szelekció eredményeként olyan biomassza alakult ki, amely az anaerob térrészben felvette (betárolta) a szennyvíz oldott szerves tápanyagának a döntő részét. Oldott KOI az anoxikus térrészbe már alig került át, s ez ott nyilvánvalóan lassította a denitrifikációt. A TN koncentráció csak átlagosan 20-30 mg/l értékre volt csökkenthető a tisztítóban. A biológiai többletfoszfor eltávolítás ugyanakkor igen hatásos lett, vegyszer nélkül is folyamatosan fél mg/l alatti összes foszfor koncentrációt eredményezett a tisztított vízben.



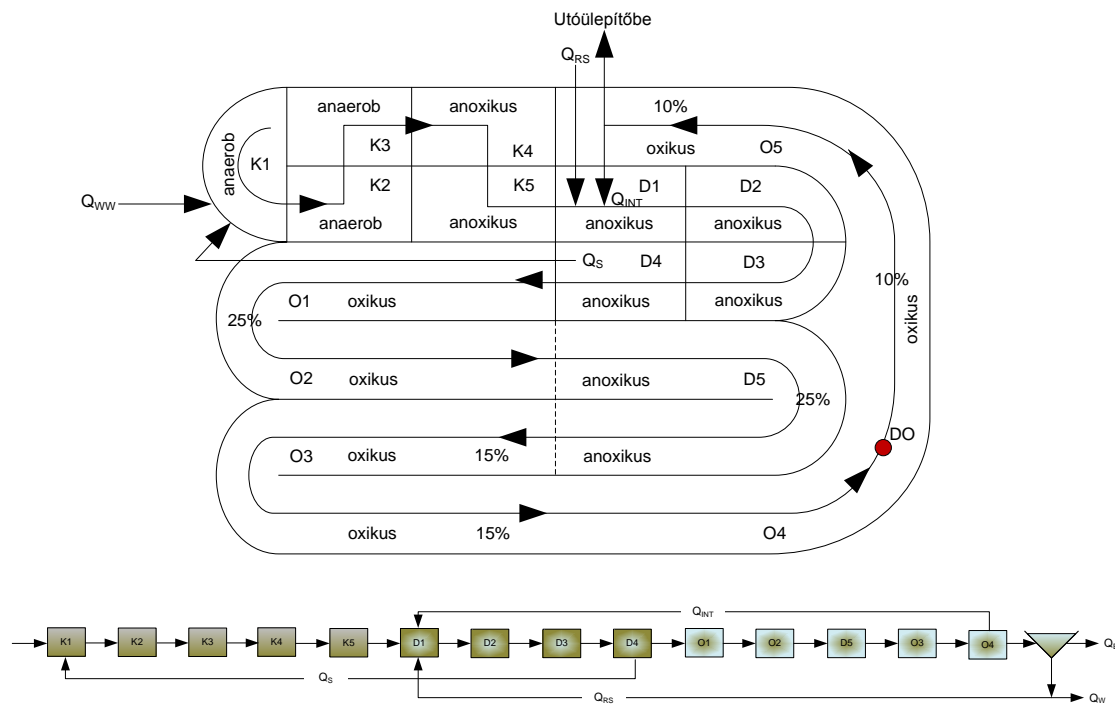
43. ábra A bővített (megkétszerezett medence-térfogatú) zalaegerszegi szennyvíztisztító egyes eleveniszapos vonalainak felülnézeti rajza, valamint kiépítésük blokkössémája.

(Jelölések, mint a 42. ábra, illetőleg $Q_{RS} = Q_{WW}$ és $Q_{INT} = 5-7 Q_{WW}$)

A recirkuláltatott ülepített iszap szerves anyag felvételének csökkentése, s a denitrifikáció javítása érdekében az ülepített iszap visszavezetését módosította első lépésként az üzemeltető. Azt 2010 tavasztól nem az anaerob térrész, hanem az azt követő anoxikus térrész elejére juttatta vissza. Ugyanakkor az utolsó denitrifikáló tér végéről megfelelő szivattyúval lényegesen kevesebb és hígabb iszapos vizet nyomattak vissza az anaerob medencesor elejére, csökkentve azokban a kialakuló iszapkoncentrációt. Ez tulajdonképpen az anaerob iszapkor mintegy felére történt csökkentését jelentette. A denitrifikáció hatásfoka ezzel a módosítással számottevően javult.

További módosítás 2011 elejétől a levegőztető medencerész egy hányadának utódenitrifikációs, anoxikus térré alakítása volt (levegőztetés csaknem teljes leállítása ebben a térrészben 2010 decemberétől) a jellemzően csőreaktorszerű áramlás mellett. Ez az adott medencekialakításnál falazás nélkül is biztosítható volt. Fontos volt persze, hogy a levegőztető elemek egy részének a kikapcsolása nem eredményezte a nitrifikáció csökkenését (a nitrifikáció levegőigényének a hiányát) az adott kiépítésnél. Mindkét módosítás látható 44. ábra.

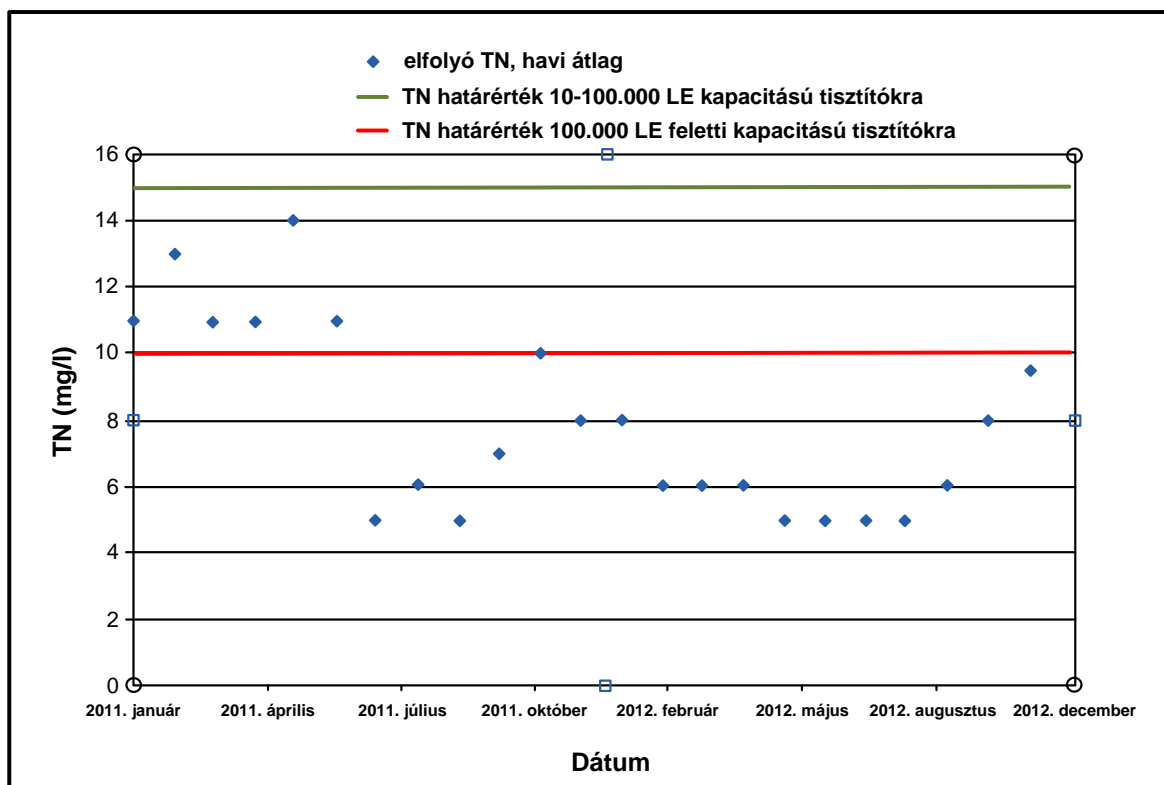
Az utódenitrifikáló tér célszerű helyét a csőreaktorszerű medence iszapos vize ammónium koncentrációjának a medencehossz menti alakulása ismeretében határozták meg. Hogy az adott térrészig elfogyjon a vízből az ammónium, azt az utódenitrifikáló kezdőpontján kialakuló ammónium koncentráció pontmintázással történő ellenőrzésével, s annak megfelelő oxigénkoncentráció visszaszabályozással biztosítja az üzem. Erre folyamatos monitoring és visszacsatolás a jövőben kerül majd kiépítésre.



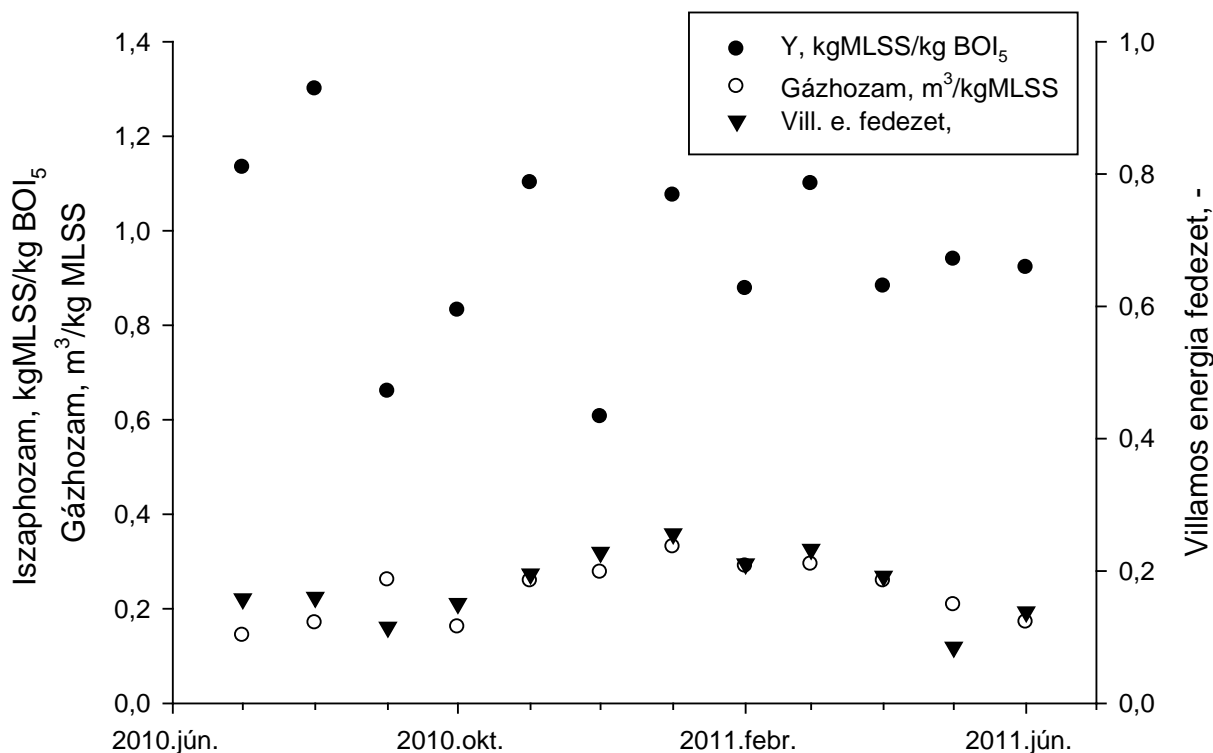
44. ábra A bővített (duplázott medence-térfogatú) zalaegerszegi szennyvíztisztító optimalizált eleveniszapos sorainak a felülnézeti rajza, valamint teljes kiépítés bloksémája

(Jelölések, mint a 42. ábra - $Q_{RS} = Q_{ww}$ és $Q_{INT} = 5-7 Q_{ww}$ -, továbbá Q_s a módosított UCT technológiának megfelelő további iszaprecirkuláció az anoxikus tér végéről az anaerob elejére - $Q_s = 4/5 Q_{ww}$)

A harmadik módosítás az előzővel egyidejűleg, vagy közvetlenül azt követően az oxigénszint csökkentése lett az utólevegőztető terekben azok szimultán denitrifikációjának a növelésére. A jelenlegi szabályozás 1 mg/l oldott oxigén koncentrációra történik abban a viszonylag nagy térrészben az ábrán látható ponton levő DO szonda segítségével. A két párhuzamos sor szabályozása természetesen elválasztott, mindegyik levegőellátását egy fix teljesítményű és egy DO-jel alapján szabályozott frekvenciaváltós fűvő biztosítja. Az első levegőztető tér DO koncentrációjának a beállítása a levegőztető szelepek beállításával történik, így a másik levegőztető tér alapján történő szabályozás az első ilyen térrészben nagyobb oldott oxigén koncentráció-ingadozást tesz lehetővé. A medencékben az utóbbi hónapokban tartott iszapkoncentráció egyébként 5 g/l körüli. A 2011 júniusi üzemeltetés módosítás óta a tisztító elfolyó vízében a TN koncentráció a 45. ábralátható adatok szerint alakult, ami igen nagy javulás a 41. ábra adataihoz képest.



45. ábra A TN paraméter alakulása az utóbbi két évben a tisztító elfolyó vízében



46. ábra A zalaegerszegi szennyvíztisztítás fajlagos iszap és gázhozama, s az abból fedezhető villamos energia igény hányad alakulása 2010 június és 2011 június között

A zalaegerszegi szennyvíztisztítóban a fenti módosítások után is a rothasztóra feladott iszaphozam 0,9-1,0 kg MLSS/kg BOI₅ közötti

átlagérték körül mozog. Ugyanez a rothasztott iszapból alig kevesebb, átlagosan 0,85 kg MLSS/kg BOI₅ körüli átlagérték. Sajnos az anaerob iszaprothasztásnál feltehetően a szennyvíziszap túloxidálása miatt annak csak igen kis hányada metanizálódik, alakul biogázzá. A 16. ábra 0,2 m³/kg rothasztóra feladott iszap szárazanyag fajlagos biogáz-hozamnál alig nagyobb átlagos értéke az iszap szerves anyagának az igen rossz kirothadásáról tanúskodik a 24 napos rothasztási idő ellenére. Ennek a következménye, hogy a tisztító telep az iszaprothasztásánál keletkező biogázból villamosenergia fogyasztásának nem tudja éves szinten a 20 %-át sem fedezni (**46. ábra** jobboldali ordinátája ezt energiahányadban mutatja). A bemutatott szennyvíztisztítók esetében a kapacitásbővítés nem is minden esetben az eleveniszapos vonalat érintette. A rothasztás iszapvize mindegyik telepnél jelentős nitrifikációs és denitrifikációs igény (kapacitás) növekedést okozott a tisztítás főágán. A biológiára érkező szennyvíz KOI/TKN arányának növelése érdekében az előülepítés hatásfokát Szombathelyen és Debrecenben is csökkentették. A denitrifikáció fokozása érdekében a levegőztetésre rendelkezésre álló medencetérfogatok is mindkét helyen csökkenteni kellett. Az eleveniszapos medencékben így a szennyvíz átlagos tartózkodási ideje (HRT) szombathelyi tisztítónál csaknem fele csupán a veszprémi telepnek. Ezzel együtt mindkét üzem a levegőztetése gondos szabályozásával tudja átlagosan a 10 mg/l-es TN határértéket biztosítani. Az adott anaerob/anoxikus/aerob medencetérfogatok miatt a szombathelyi telepen a hatékonyabb elődenitrifikációra nincs lehetőség, ezért a levegőztetett medenceterekben a szimultán denitrifikációt kellett megnövelni.

A zalaegerszegi tisztítónál a bővített kapacitás (iszapos térfogatok) annyira nagyra bizonyult, hogy előbb szeparált iszapvíz nitrogénmentesítéssel (anammox) kellett kibővíteni az üzemet, majd ebben az esztendőben az ülepített iszap visszavezetését, s a levegőztetésre tervezett térrészek levegőztetését is módosítani kellett (közbülső anoxikus tér kialakítása). A túlméretezett medencetérfogat természetesen a téli nitrifikációs kapacitás tekintetében nagyon jó tartalék, azonban a teljes medencetérfogat kihasználásakor télen is, nyáron is a denitrifikáció hiánya jelentkezik. Az eleveniszapos rendszerben olyan mértékű aerob iszapstabilizáció is bekövetkezhet, ami az anaerob iszaprothasztás fajlagos gázkihozatalát jelentősen csökkentheti. A debreceni, előzőeknél kétszer-háromszor nagyobb szennyvíztisztító hasonlóan küszködik az aerob biológia túlméretezettsége miatt. Természetesen ez a helytelenül megbecsült terhelésnövekedés következménye. Más kérdés, hogy ennek a telepnek a terhelése azért is csökkent, mert időközben a helyi ipari üzemek hatásos szennyvíz előtisztítást építettek ki. Előtisztításuk a jelenlegi tisztítandó víz KOI/TKN arányát is jelentősen csökkentette. A bővített tisztító ezért a próbaüzem alatt a nitrogéneltávolítással közelébe sem tudott kerülni a méretéből következő EU által ajánlott 10 mg TN/L technológiai határértéknek. Emellett a nitrogéneltávolítást a jövőben várhatóan tovább rontja egy folyamatos külső nitrogénterhelés, nevezetesen az ATEV üzem 17 % fehérjetartalmúra bepárolt terméke anaerob rothasztásának az ammóniumtermelése is. Az üzem azonban erről az energiatermelésről nem szívesen mond le, hiszen energiaigényének jelentős részét ezzel fedezheti. Kompromisszumot kell ezért keresnie, technológiai módosításokkal növelve a denitrifikációs kapacitását. Ezeket az egyik előülepítő, s a négy eleveniszapos sor egyikének a kikapcsolásával 2011 júliusának második felében megkezdte. Ma már csak a telep fele üzemel, s az is megfelelően biztosítja a határértékek betartását.

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, J. L. (1974). Cut N and P without chemicals. *Water Waste Eng.* **11**. 33-36.

- Böcskei, Zs., Ditroi, J., Fazekas, B., Kárpáti, Á. (2011) Tisztítási hatásfok, iszaphozamok és energia visszaforgatás alakulása a zalaegerszegi és debreceni szennyvíztisztító bővítése eredményeként. Technológiai és üzemeltetési optimalizáció – II. Ismertgyűjtemény 19. füzet Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, 39-51.
- Demuynck, 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.
- 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.
- Gray, N. F. (1990) *Activated Sludge. Theory and Practice*. Oxford Science Publications.
- Henze, M. - Grady, C. P. L. - Gujer, W. - Marais, G. V. R. - Matsuo, T. (1987): *Activated sludge model No. 1*, IAWPRC Scientific and Technical Reports, No. 1, IAWQ London.
- Henze, M., Mladenovski, C. (1991) Hydrolysis of particulate substrate by activated sludge under anaerobic, anoxic and aerobic conditions. *Wat. Res.* **25**, 61.
- Horváth, A., Kiss, G., Fazekas, B., Kárpáti, Á. (2011) Tisztítási hatásfok, iszaphozamok és energia visszaforgatás alakulása a veszprémi és szombathelyi szennyvíztisztítóknál iszaptérfogat bővítése nélkül. Technológiai és üzemeltetési optimalizáció – II. Ismertgyűjtemény 19. füzet Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, 28-38.
- Kárpáti, Á., Domozlay E (1995): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai I. BOI- és nitrogéneltávolítás. 2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia, Veszprém, 1995 május 30-június 1, (2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia kiadványkötete, Szerk.:Kárpáti Á - Utasi A, MOKE Veszprém, 1995. pp 657) 131-145.
- Kárpáti, Á., Rókus, T. (1995): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai II. A foszfor-eltávolítás és a szerves széntartalom kihasználásának optimalizálása. /ugyanott/ 146-158.
- Kárpáti, Á. (2011) *Vízgazdálkodás – szennyvíztisztítás*. Szerk Domokos, E. Környezetmérnöki Tudástár. 10 kötet. Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, pp. 241.
- Koppe, P. - Stozek, A. - Neitzel, V. (1999) "Lakossági szennyvíz és szennyvíziszap" című áttekintőjének a felhasználásával (Wastewater Treatment" (Rehm, H. J. and Reed G.: *Biotechnology*, V. 11a. p. 337-52) Ismertgyűjtemény 3. füzet (2002) Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, 1-17.
- Oláh, J., Mucsy, Gy. (2003) A tápanyag-eltávolítási és utóülepítési folyamatok hatásfoka a téli üzemi viszonyok között. XX. MHT Vándorgyűlés előadása (CD publikáció)
- US EPA (1992) Sequencing batch reactors for nitrification and nutrient removal. OWEC Report EPA/832/R-92/002, Washington, p. 115.
- 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.
- van Dongen, U., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2001) The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Sci Technol* **44**, 153– 60.

Példák és kérdések:

- Elődenitrifikáció minimális KOI/TKN igényének ellenőző számítása.
Belső recirkuláció számítása lakossági szennyvíz 80 % denitrifikációs igényének kielégítésére.
Denitrifikációs térfogathányad számítása a bemutatott 4 üzem esetére.
Hidraulikus tartózkodási idők összehasonlítása a bemutatott 4 üzem esetére.
Szimultán denitrifikáció lehetőségének biztosítása a bemutatott 4 üzem esetére.

8. A nitrogéneltávolítási módszerek további fejlesztési irányai

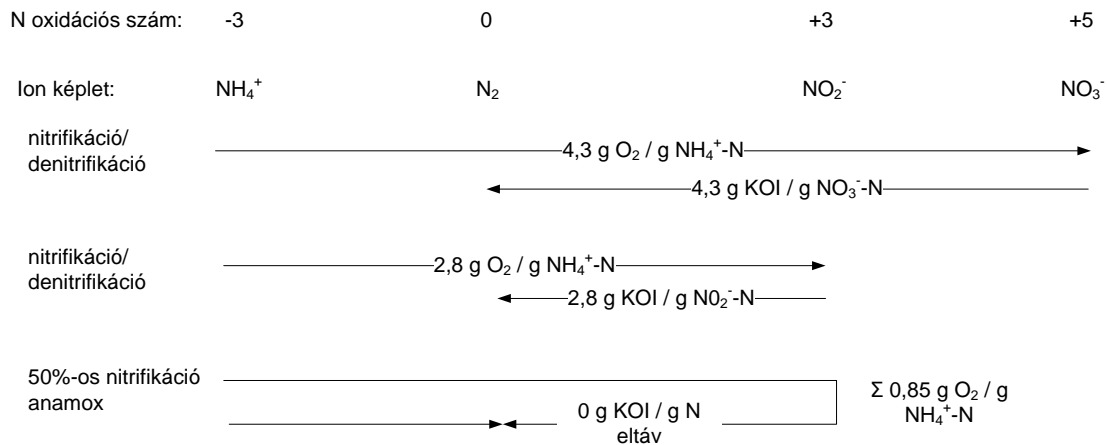
A folyó és állóvizek folyamatos minőségromlása, napjainkra a szennyvízbe kerülő nitrogén és foszforszennyezés (növényi tápanyagok) korábbinál hatékonyabb eltávolítását követeli meg a korszerű szennyvíztisztítóktól. Az ammónium fizikai-kémiai módszerekkel (MAP, ioncsere) is kinyerhető a szennyvízből, de költségük olyan jelentős hogy a gyakorlatban ma még nem így távolítják el a szennyvízből. A biológia úton történő nitrogén sokkal olcsóbb, ezért általánosan alkalmazott. Sajnos a hagyományos nitrifikáció / denitrifikáció egész évben optimális környezeti feltételeinek megteremtése ugyanakkor hazánkban, különösen a kisebb, valamint a nagy regionális szennyvíztelepek esetében igen nehezen biztosítható.

A témakör kutatói napjainkig igen sokféle biológiai megoldást, reaktorkialakítást próbáltak ki, hogy biztosíthassák a legkedvezőbb környezetet az ammónia oxidációját, majd a nitrit és nitrát redukcióját végző mikroorganizmusok számára, s ezzel a nitrogéneltávolítás sebességének növelésére, hatásfokának javítására. A vizsgált rendszereket eleven iszapos, rögzített filmes, s esetenként vegyes megoldásként (hybrid), folyamatos illetőleg szakaszos tápanyagellátással és keveréssel (áramlással) is kiépítették. A 90-es évek elején a nagy ammónium és szerves nitrogéntartalmú, melegebb ipari szennyvizek tisztítása esetén észlelték először, hogy a hagyományos sztöchiometriával nem magyarázható mennyiségű nitrogén tűnt el a rendszerekből. Ennek a felismerése indított el azután újabb fejlesztéseket, amelyek közül napjainkban néhány már ipari méretben is sikeresen vizsgázott. Mások ugyanakkor még csak laboratóriumi környezetben üzemeltethetők stabilan. Ezt az áttekintőt a nitrogén eltávolítására kifejlesztett újabb eljárások és az alapjaikat képező folyamatok bemutatására készítettük.

A hagyományos szennyvíztisztításban a nitrogén eltávolítás az autotróf nitrifikáción és az azt követő heterotróf denitrifikáción alapul. A folyamat első lépése az aerob nitrifikáció ($\text{NH}_4^+ \rightarrow \text{NO}_2^- \rightarrow \text{NO}_3^-$), ahol a molekuláris oxigén az elektron akceptor. A második lépés az anoxikus heterotróf denitrifikáció ($\text{NO}_3^-, \text{NO}_2^- \rightarrow \text{N}_2$), amely számos különböző elektron donorral is gyorsan lejátszódik (metanol, acetát, etanol, laktóz, glükóz). Az autotróf nitrifikáció és a heterotróf denitrifikáció különböző környezetben és eltérő mikroorganizmusok révén realizálódik. Így a folyamatokat térben, vagy időben el kell választani. Az előbbi megoldásnál két reaktortérre, az utóbbinál, pedig pontos vezérlésre, szabályozásra, monitoring-, és folyamatirányító rendszerre van szükség a nitrogén eltávolításhoz. A nitrogéneltávolítás oxigénigényét a lejátszódó folyamatoknak megfelelően szemléletesen az alábbi ábra érzékelteti. Annak segítségével a szennyvíztisztítás nitrogén átalakítási folyamatait jól követhetjük. Segítségével egyszerűen bonyolult reakcióegyenletek nélkül is kiszámolhatjuk a nitrogéneltávolításhoz szükséges oxigénigényt, s annak alapján a KOI igény is megbecsülhető (Fazekas et al, 2008).

A **47. ábra** alapján könnyen belátható, hogy a legkisebb oxigénigény az ANAMMOX megoldásnál jelentkezik, sőt annál szerves tápanyagra sincs szükség, hiszen mindegyik részfolyamatot autotrof mikroorganizmusok biztosítják azt. Az anammox fajok azonban a nitrifikálóknál is tízszer lassabban szaporodnak, s előtte a megfelelő ammónium/nitrit arányt megelőző biológiai lépésben kell előállítani. Ennek ellenére ma már egy reaktoros technológiáik is működnek a fejlettebb országokban akár $1-2 \text{ kg N/m}^3\text{d}$ nitrogéneltávolítást is biztosítva. Ezt is az intenzív anaerob szennyvíztisztítás anaerob granulált iszapjához hasonló morfológiájú tenyészet kialakításával sikerült intenzifikálni. A lakossági eleveniszapos tisztításnál ez $0,15 \text{ kg N/m}^3\text{d}$ fajlagos teljesítménnyel megy csupán, s legalább 6-os KOI/TKN arány esetén tudja csak a nitrogéneltávolítás biztosítani az elfolyóra előírt 10 mg TN/l határértéket. Elméletileg $4,3 \text{ g KOI/g NO}_3\text{-N}$ a fajlagos szerves anyag igény a lakossági eleveniszapos rendszereknél, azonban mellette a heterotrófok is mindig felhasználnak a nitrifikáció mellett közvetlen szerves anyag oxidációra valamennyi oxigént. Az ANAMMOX

kiépítése azonban lakossági szennyvíztisztításnál csak a rothasztó iszapvízére lehetséges. Ez mintegy 15-20 %-al növelheti a nitrogéneltávolítás mértékét. Hazánkban két éve épült meg az első ilyen iszapvíz nitrogénmentesítő DEMON technológia (Wett, B. 2007) Zalaegerszegen.



47. ábra Különböző biológiai nitrogén eltávolítási utak oxigén és szerves anyag igényei

Egyszerűbb, oxigén és szerves anyag takarékosabb az ammónium nitríté oxidálása (AOB), majd megfelelő mennyiségű KOI-val a nitrit nitrogénné redukálása heterotrófokkal. A nitrit oxidációját (NOB) azonban nehéz leállítani a rendszerben. A hőmérséklet (30-35 °C), a DO koncentráció (<0,3 mg/l), a pH és a nitrit koncentráció (ciklikus tápanyag betáplálás) gondos szabályozásával biztosítható az. A ciklikus betáplálás egyben ciklikus nitrítációt és denitrítációt is jelent. A denitrítációhoz megfelelő lehet segédanyag ciklikus adagolása, vagy a nyersvíz KOI/TKN arányának a gondos, vagy véletlenül optimális beállítása is. Működnek üzemek rothasztott iszap ilyen nitrogéneltávolítására 5 körüli KOI/TKN aránnyal is (Ahn et al, 2004), de idehaza is működik nitritáció/denitrítáció szűrt sertéstrágyalé nitrogénmentesítésére 3 körüli KOI/TKN aránnyal is (Hajdúszoboszló). Ezeknél az N-eltávolítás a lakossági eleveniszapos rendszeréhez képest 3-4-szeres térfogati teljesítményű lehet. Az elméleti KOI/TKN igény egyébként 2,8 körüli, de éppen a közvetlen heterotrof oxigénes oxidáció miatt ez nem elégséges. Az ammónium nitráttá oxidálásának oxigénigénye ~ 4,3 g O₂/g nitrifikált NH₄-N (elméleti 4,57). Az ezt követő denitrifikáció KOI igénye pedig hiába 4,3 g KOI/g NO₃-N körüli, a nitrifikáló tér szerves anyag fogyasztása miatt az rendszerint 6-7 g KOI/g NO₃-N igényt jelent a nyersvíz tekintetében (Henze et al., 1995).

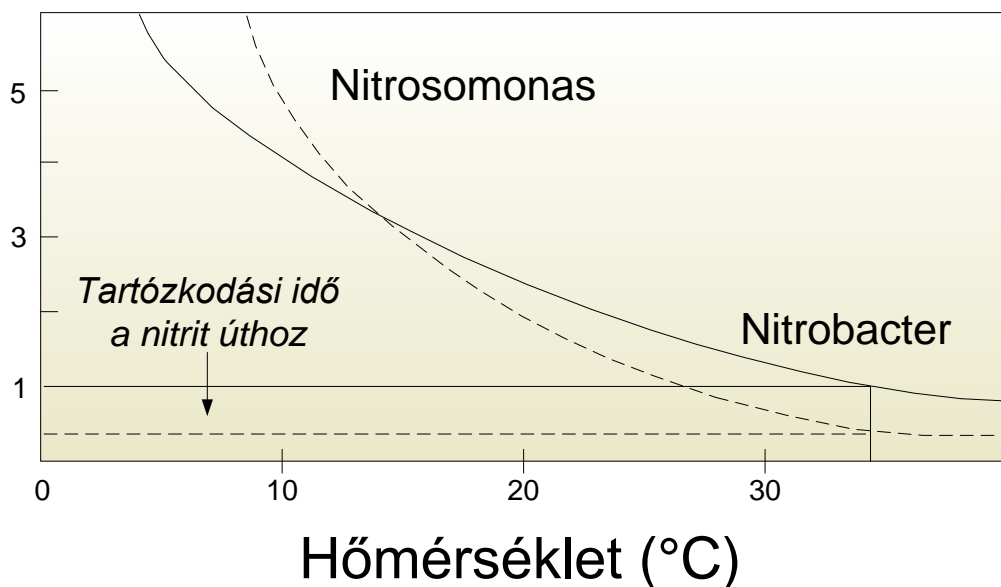
A kommunális szennyvizetknél éppen ezért a teljes nitrogéneltávolítás külső többlet szerves anyag hozzáadása nélkül ezen az úton gyakorlatilag lehetetlen. A C:N:P arány egy átlagos előülepített kommunális szennyvízben 100:20:5 körül alakul a szükséges tápanyagarány, pedig 100:14:3 lenne (Schönborn, 1986). Külső szerves szénforrás adagolása azonban drágává teszi az előbbi technológiák üzemeltetését. A helyzetet tovább nehezíti, hogy számos régóta üzemelő szennyvíztisztító esetében az építéskor a NO₃⁻ eltávolítása még nem volt követelmény. A NO₃⁻ eltávolítás feltételeinek utólagos megteremtése szintén jelentős költség. Nélküle azonban számos szennyvíztisztító nehezen tud megfelelni a rendeletekben rögzített elfolyó N határértékeknek. Tehát megjelent az igény egyéb, más folyamatokat hasznosító, jobb hatásfokú és olcsóbb eljárások kifejlesztésére. A napjainkban ismert ilyen lehetőségek az alábbiak.

Újfajta eljárások a szennyvíz nitrogén-tartalmának eltávolítására

SHARON eljárás

A SHARON (Single reactor system for High Ammonia Removal Over Nitrite) rendszert a Delfti Műszaki Egyetemen fejlesztették ki Hollandiában, majd hamarosan ipari körülmények között is sikeresen vizsgáztott (van Kempen et al., 2001; Mulder et al., 2001). A rendszer egy folyamatosan kevert, szakaszosan levegőztetett reaktor, amely ideális a nagy ammóniumtartalmú ($>0,5 \text{ kgN/m}^3$), kis szerves C-tartalmú, meleg ($>30^\circ\text{C}$) szennyvizek nitrogénmentesítésére. A szakaszosan levegőztetett reaktor biomassza visszatartás nélkül, valamivel 7 feletti pH-n üzemel (Hellings et al., 1998). A folyamat első lépésben az ammóniumot csak nitritig nitrifikálják (nitritáció). Ez a folyamat jelentősen csökkenti az ammónia oxidációjának oxigénigényét, amely így $4,2 \text{ g O}_2/\text{g}$ nitrifikált $\text{NH}_4\text{-N}$ helyett csak mintegy $3,4 \text{ g O}_2/\text{g}$ nitrifikált $\text{NH}_4\text{-N}$. Ez a levegőztetési költségek esetében is kb. 25%-os megtakarítást jelent. A folyamat második szakaszában jelentkezik az újabb megtakarítás. Ekkor a SHARON folyamatában a denitrifikációt szerves szénforrás hozzáadásával végzik. A nitriten keresztüli denitrifikáció esetében elméletileg a $4,3 \text{ g KOI/g NO}_3\text{-N}$ helyett, csak mintegy $2,8 \text{ g KOI/g NO}_2\text{-N}$ a szükséges tápanyag mennyiség. A nyereség 40%. Ezt a nyereséget láthatóan a reaktor működtetésének (hőmérséklet, pH, HRT, szubsztrát koncentráció, DO, ciklusok) pontos szabályozásával érik el.

Ha a hőmérséklet 35°C felett van, a nitrit-oxidálók (NOB) szaporodási sebessége körülbelül fele az ammónium-oxidálók (AOB) sebességének ($0,5$ és 1 nap^{-1}) (Hellings et al., 1998) (**48. ábra**). Ilyenkor a HRT helyes megválasztásával a nitrit oxidálók kiszoríthatók a rendszerből (Hellings et al., 1998).

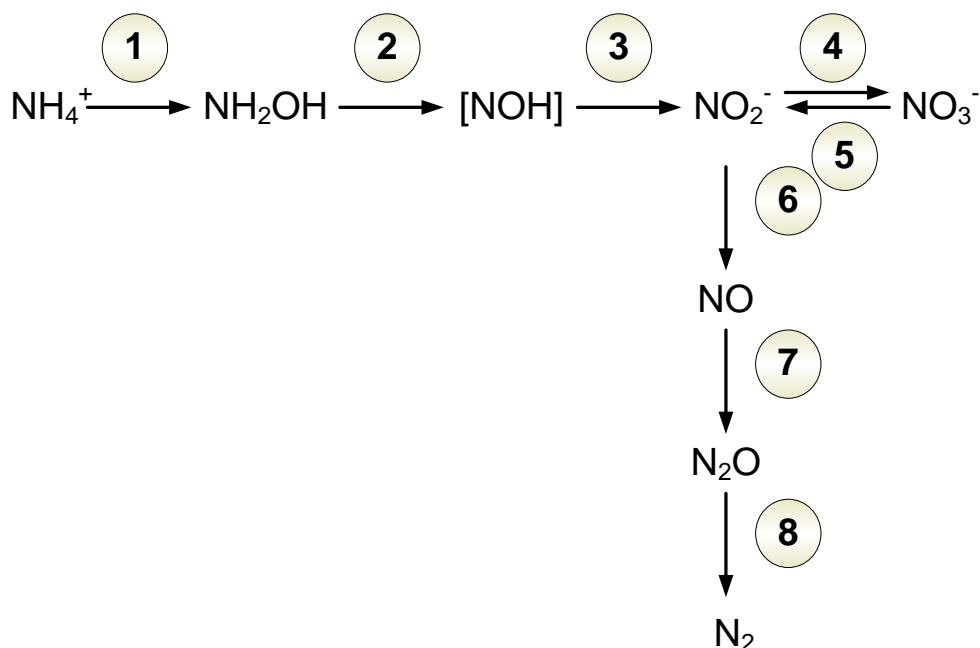


48. ábra Az ammónium és a nitrit oxidáló mikroorganizmusok szaporodási sebességének különbségeiből adódó minimális hidraulikus tartózkodási idő (Hellings et al., 1998)

A pH szabályozása is elengedhetetlen feltétele a nitrit oxidációja megakadályozásának. A nitrit-oxidálók kisebb pH-n gyorsabban szaporodnak, mint az ammóniumoxidálók, viszont a helyzet nagyobb pH-n éppen a fordítottja. Ha a pH 6,5 alá süllyed, akkor a HNO_2 ha 8 fölé nő, akkor az ammónia toxikus hatása miatt lassulnak, állnak le ezek a folyamatok. Mivel az ammónia oxidálása savtermelő folyamat a pH 6,5-7,5 közötti tartományban tartása az egyik legfontosabb

feladat a reaktor működése szempontjából. A fenti hatásokat figyelembe véve pH szabályozásával így lehetőség nyílik az elfolyó víz ammónium/nitrit arányának beállítására. Az iszapvizek esetén azok puffer-kapacitása miatt a pH szabályozása nélkül ammóniumtartalmuknak körülbelül a fele alakul nitritté (Jetten et al., 2002). Az oldott oxigén (DO) koncentráció szabályozásával is megakadályozható ugyanakkor a nitrit oxidációja. Mivel az ammónia-oxidálóknak nagyobb az affinitásuk az oxigénhez, mint a nitrit oxidálóknak (Picioreanu et al., 1997), kis DO koncentrációnál a nitrit oxidációja visszaszorul.

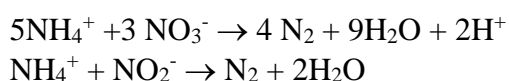
A különböző módszerek közül a SHARON látszik a legalkalmasabbnak a nagy ammónium tartalmú meleg ($T > 30^\circ\text{C}$) szennyvizek ipari méretű kezelésére. A rendszer telepítése viszonylagosan kis költséggel megoldható, mivel egy iszapvisszatartás nélkül üzemeltethető, jól kevert kis térfogatú (alapterületű) ciklikusan levegőztethető reaktor elegendő ahhoz (Hellings et al., 2001). A folyamat során keletkező iszap mennyisége mintegy 20%-kal kevesebb, mint a hagyományos eleveniszapos nitrifikáció/denitrifikáció esetén (1-1,2 kg VSS/kg N eltávolított) (Mulder A., 2003). Emellett vegyszer sem kell ehhez a megoldáshoz. A nitrifikáció és a denitrifikáció lehetséges lebontási útját a **49. ábra** szemlélteti.



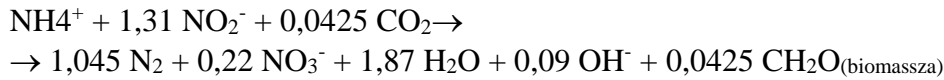
49. ábra A nitrogénforma különböző átalakítási lépesei a SHARON eljárásnál

ANAMMOX (anaerob ammónium oxidációs) eljárás

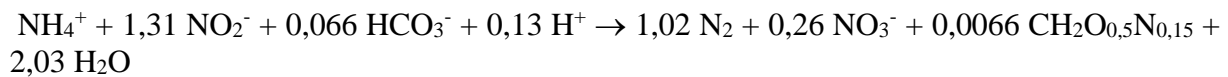
Mulder és társai 1995-ben egy anaerob rothasztó elfolyó vizét kezelték laboratóriumi méretű fluid rendszerű biofilmes denitrifikáló egységben, amikor folyamatos üzemen is kimérniük az ammónium anaerob oxidációját. Ekkor nagy mennyiségű ammónium és nitrát fogyását (5. egyenlet) valamint nitrogén gáz keletkezését észlelték az alábbi egyenletek szerint (Mulder et al., 1995). Az ANAMMOX folyamat az ammóniumnak ez a preferáltan nitrittel történő oxidációja. A folyamat vizsgálatokor hidrazin és hidroxil-amin köztitermékeket is azonosítottak (Jetten et al., 1999).



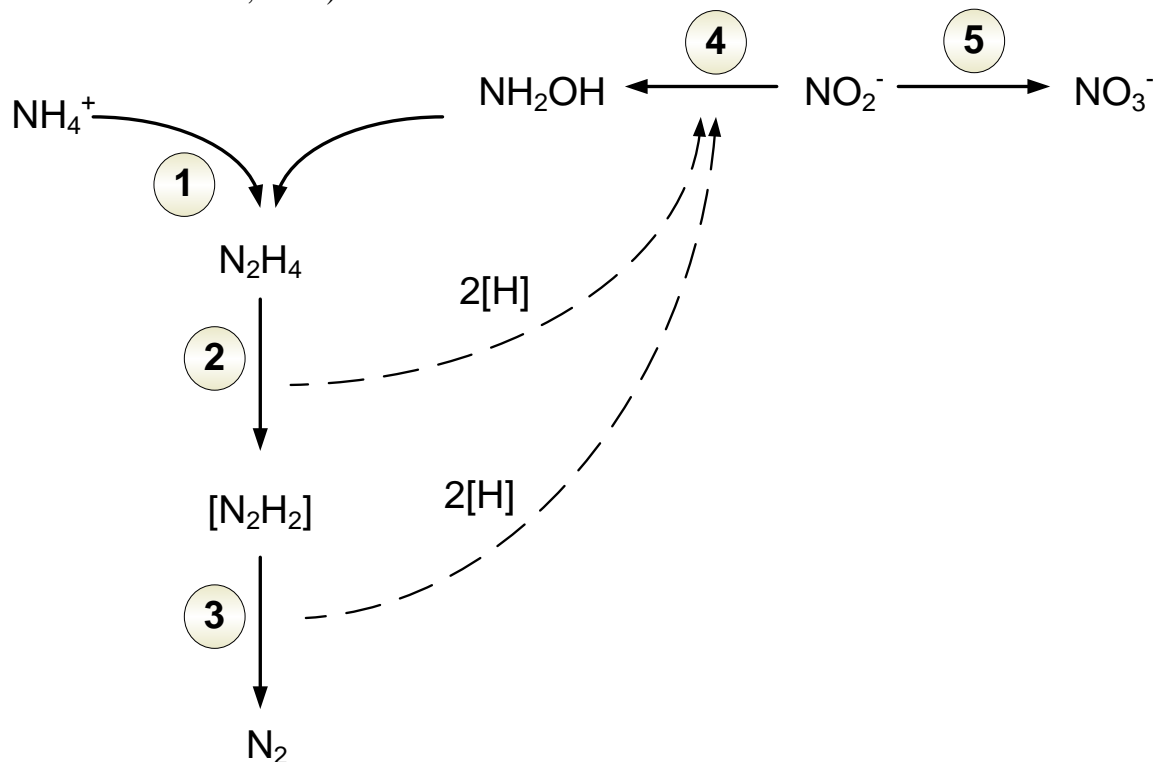
Az autotrof mikroorganizmusok a széndioxid hasznosítják szénforrásként. Az anaerob ammónium oxidáció fő terméke a N_2 gáz, de az átalakított redukált nitrogéntartalom körülbelül 10%-a nitráttá alakult. A teljes nitrogénmérleg pontosításakor az ANAMMOX folyamatra az $1:1,31 \pm 0,06 NH_4^+/NO_2^-$ arányt, a nitrit eltávolítás és nitrát termelődés között a $1:0,22 \pm 0,02$ arányt kapták (Graaf et al., 1996) az alábbi egyenletek szerint.



Storus és munkatársai (1998) megbecsülték az ANAMMOX sztöchiometriáját a teljes tömegmérleg alapján és a következő egyenletet javasolták:



Az ammónium anaerob oxidálásának lehetséges útját ennek megfelelően a **50. ábra** szemlélteti (van der Graaf et al., 1997).



50. ábra Az ammónium anaerob oxidációjának lehetséges útja

Az ammónium anaerob oxidálására képes mikroorganizmusok közül, napjainkig két mikroorganizmus csoportot azonosítottak, melyek a Planctomycete törzsbe tartoznak. Közülük az egyik a „*Brocadia anammoxidans*” (Storus et al., 1999a) a másik, pedig a „*Kuenenia stuttgartiensis*” (Schmid et al., 2000). A két mikroorganizmus felépítése nagyon hasonló továbbá működésük során mindkettő a hidroxilamint hidrazinná alakítja. Mindkettőjük esetében az optimális környezeti paraméterek is nagyon hasonlóak. Ez a 6,4 és 8,3-as pH, valamint 20 és 43°C közötti hőmérséklet-tartomány (Strous et al., 1999b; Egli et al., 2001). A *K. stuttgartiensis* jobban bírja a nagyobb nitrit koncentrációt aktívabb kis sejtsűrűség esetén, valamint kevésbé gátolt a reaktortérben jelenlévő jelentősebb foszfátkoncentráció esetén (Egli

et al., 2001). Mindkét mikroorganizmus faj szaporodási sebessége (duplázódási idő 11 nap) és fajlagos iszaphozama (0,11 gVSS/g NH₄-N) kicsi.

Az ANAMMOX mikroorganizmusok ammónium-oxidáló kapacitása (nitrittel) 25 szerese az aerob nitrifikálók nitriten keresztüli anoxikus denitrifikációjának (Jetten et al., 1999). Azonban az anaerob ammónium oxidáció több mint hétszer lassúbb, mint az aerob ammónium oxidáció (Storus et al., 1998). Az ANAMMOX mikroorganizmusait a gamma-sugárzás, az iszap fűtése, valamint különböző inhibitor anyagok gátolják (Jetten et al., 1999). A gátló anyagok közül a legjelentősebbek az acetilén és a foszfát (van de Graaf et al., 1996). ANAMMOX mikroorganizmusok nagyon érzékenyek az oxigénre és a nitritre is. Már 2 μmol/l oxigén és 5-10 mmol/l (230-460 mg/l NO₂⁻) nitrit koncentráció teljesen, de reverzibilisen gátolják az ANAMMOX aktivitást (Jetten et al., 2001).

A folyamat rögzített ágyas és fluidizált ágyas reaktorokban is alkalmas az iszaprothasztás vizeinek ammónium-mentesítésére (Strous et al., 1997a), de gas-lift reaktorban is működtethető. Laboratóriumban már 8,9 kgN/m³*nap nitrogén eltávolítási sebességet is elértek ilyen megoldással (Slijkens et al., 2003). Az ANAMMOX-ban a denitrifikációhoz nincs szükség KOI hozzáadására, továbbá az ANAMMOX-ot megelőző nitritáció során az ammóniumnak csak egy részét kell nitritig oxidálni. Így a hagyományos, nitráton keresztül történő nitrifikációhoz képest a nitritációnak kisebb az oxigénigénye (megtakarítás ~25%), amit a az ammónium csupán fele mennyiségének az oxidációs igénye tovább csökkent. Mivel egyidejűleg a biomassza hozam nagyon kicsi, az ANAMMOX telepek beüzemelési szakasza sokkal hosszabb, mint egy hagyományos szennyvíztisztítóé. Ez a hátrányt a már említett kis iszaphozam miatt a modern szennyvíztisztítás költségeinek körülbelül 35%-át kitevő iszapkezelés és elhelyezés költségeinek csökkenése ugyanakkor kompenzálja.

Kombinált SHARON-ANAMMOX eljárás

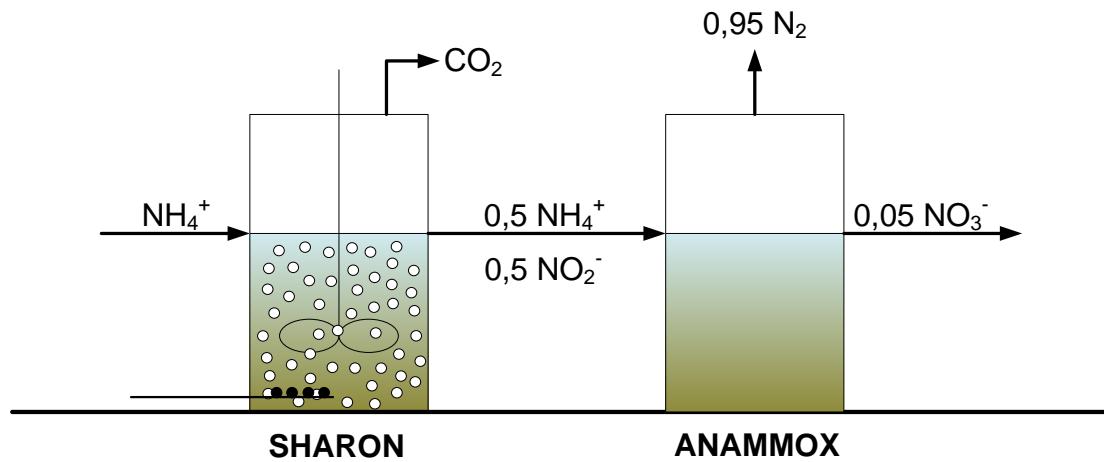
1997-ben laboratóriumi méretű berendezésben, az előző fejezetekben részletezett SHARON és ANAMMOX technológia összekapcsolásával is sikeresen tisztították az anaerob iszaprothasztás elfolyó vizét. Stabilizálva a rendszer működését hamarosan annak az ipari méretű megvalósítása is megtörtént (van Dongen et al., 2001). A kombinált eljárás (**51. ábra**) két szeparált reaktorban valósítható meg. Az elsőben (SHARON reaktor) a szennyvíz ammóniumtartalmának felét nitritig oxidálják.



A SHARON reaktor elfolyó vize (~1:1 ammónium/nitrit elegy) ekkor ideális az ANAMMOX átalakításhoz. Az iszaprothasztás vizének puffer-kapacitása miatt a fent említett 1:1 (ammónium:nitrit) arány „SHARON” reaktorban pH szabályozás nélkül is elérhető. Az ANAMMOX reaktorban (anaerob környezetben) második lépésként a mikroorganizmusok az ammóniumot és a nitritet N₂ gázzá és csekély mennyiségű nitráttá alakítják (van Dongen et al., 2001).

A kombinált SHARON-ANAMMOX eljárás koncentrált iszapvizek és nagy redukált-nitrogén, ugyanakkor kis biológiailag bontható szerves anyag tartalmú ipari szennyvizek esetében alkalmazható sikeresen. A folyamat oxigénigénye kisebb, mint a hagyományos eljárásoké (1,9 kg O₂/kg N a 4,6-4,3 kg O₂/kg N helyett), nincs BOI igénye (2,6 kg BOI/kgN helyett) és kicsi a folyamat iszaptermelése is (0,08 az 1 kg VSS/kg N helyett) (van Loosdrecht és Jetten, 1998). A SHARON-ANAMMOX eljárás a jövőben majd nagyban hozzájárulhat a szennyvíztisztítás

fejlődéséhez (van Loosdrecht és Jetten, 1998), hiszen így a szerves anyag és a N eltávolítása egymástól elkülönítetten optimalizálható.



51. ábra A kombinált SHARON-ANAMMOX eljárás sematikus rajza

A fent említett előnyökön túl megemlíthető, hogy mivel nincs szükség külső szénforrás adagolására (hiszen az ammónium általában a hidrogén-karbonát formájában van az ilyen vizekben) csökkenthető a telep CO_2 kibocsátás is. Egyes kutatók költségszámításai alapján a teljes eljárás 90%-al olcsóbb, mint a hagyományos eleveniszapos autotróf/heterotróf nitrogéntávolítás (Dijkmal és Strous, 1999).

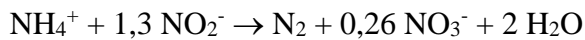
CANON eljárás és az új módszerek összehasonlítása

Számos kutató nagy ammónium melletti kis szerves szén-tartalmú szennyvizek tisztítása során azt tapasztalta, hogy az előzőekben bemutatott két folyamat egyetlen reaktorban is létrejöhet. A folyamatokat később autotróf mikroorganizmusoknak tulajdonították, melyek kis oldott oxigénkoncentráció mellett képesek denitrifikálni. Hasonló megfigyelések eredménye alapján Strous és társai (1999) a folyamatot CANON-nak nevezte el. Az angol rövidítés magyar megfelelője a teljesen autotróf nitriten keresztül történő nitrogén eltávolítás. A laboratóriumi fejlesztés eredményei szerint ezzel az eljárással a szennyvíz csaknem teljes nitrogéntartalma kis szerves széntartalom esetén egyetlen reaktorban eltávolítható. Az ammónium teljes mennyiségének nitrogén gázzá történő alakítása mellett azonban kis mennyiségű nitrát is keletkezik. A folyamat oxigén limitált környezetben (oxigén telítettség $< 0,5\%$ $\sim 0,07 \text{ mgO}_2/\text{l}$), egy eleveniszapos reaktorban, vagy biofilmes rendszerben is kivitelezhető. A CANON eljárás egyidejű részleges nitrifikáción és anoxikus ammónium oxidáción (ANAMMOX) alapul. A folyamat két mikroorganizmus-csoport oxigén limitált környezetben való együttműködése. A *Nitrosomonas* aerob és a *Planctomycetesek* anaerob ammónium oxidáló mikroorganizmusaié. Ezek egymás mellett egyidőben képesek megvalósítani két, egymást követő reakciót úgy, hogy az ammóniát nitrit intermediéren keresztül közvetlenül N_2 -é alakítják. A módszer sikeres ipari méretű megvalósítása esetén, egy reaktorban meg lehetne valósítani a teljes nitrogéntávolítást.

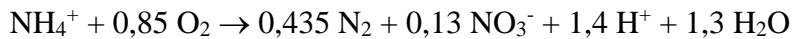
Oxigén limitált környezetben az ammóniát az aerob nitrifikálók (pl.: *Nitrosomonas*, *Nitrospira*) oxidálják nitritté (Hanaki et al., 1990).



Az ezt követő anaerob ammónium oxidációban az ANAMMOX baktériumok az ammóniumot a termelt nitráttal nitrogén gázzá alakítják .

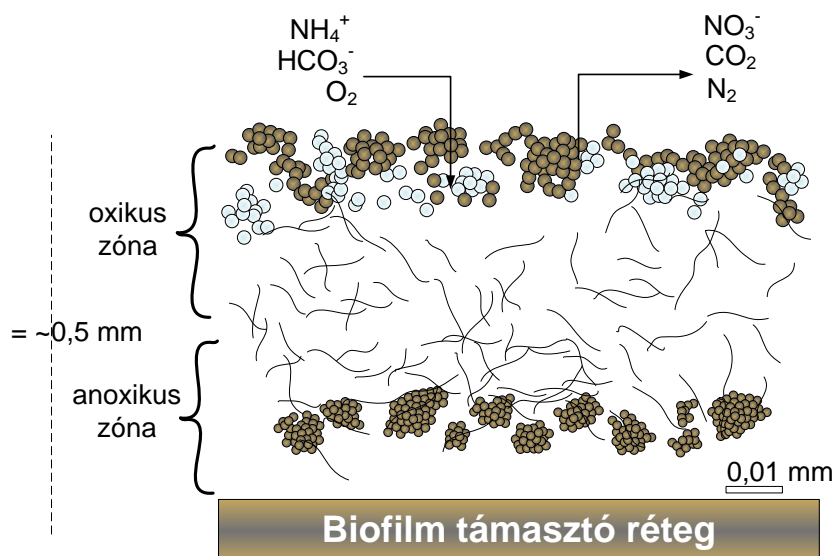


A reakció során láthatóan kis mennyiségű nitrát is keletkezik. A biomassza képződésében a nitrit játssza az elektrondonor szerepét is (CO₂-dal), melynek következménye, hogy a növekedéssel sztöchiometrikusan megegyező mennyiségű nitrát keletkezik. Az előbbi két reakció kombinációjaként az alábbi egyenlet adódik (Strous, 2000).



Hanaki és társai szerint egy eleveniszapos reaktorban az ammónium aerob oxidálása 0,5 mg/l oldott oxigén (DO) koncentrációig még lejátszódhat, de a nitrit oxidálódása már gátolt (Hanaki et al., 1990). Oxigén limitált környezetben a nitrit oxidálóknak versengeniük kell az oxigénért az ammónium-oxidálókkal, a nitritért, pedig az anaerob ammónium-oxidálókkal. Ennek megfelelően egy aerob rendszerben az ANAMMOX folyamat lejátszódhat a pelyhek, vagy a biofilm belsejében, így a kombinált folyamat oxigén limitált környezetben is végbemehet. A DO szabályozása kiemelten fontos, hiszen 0,5 % oxigén telítettség esetén az ANAMMOX mikroorganizmusok reverzibilisen gátlódnak (Strous et al., 1997b).

Az ammónium-limitáció hatását vizsgálva a hatékony nitrogén eltávolításhoz szükséges minimális ammóniumterhelés 0,1 kgN/m³*nap-nak adódott. Ennél a terhelésnél a teljes nitrogénterhelés 92%-vált eltávolítható. Ha az ammóniumterhelés az előbb említett érték alatt volt, a CANON rendszer hatékonyságának csökkenéséhez vezet, melynek következtében a 92%-os hatásfok 57%-ra csökkenhet. Eleveniszapos SBR reaktorba ammóniumban gazdag szennyvizet táplálva ideális körülmények között (oxigén konc, ammónium betáplálás) a nitrogén eltávolítási sebesség 0,3 kgN/m³*nap-nak adódott. Mindeközben a reaktorban nem észlelek heterotróf denitrifikációt és aerob nitrit oxidálók sem voltak kimutathatók (Slikers et al., 2002). A CANON air-lift reaktorban is megvalósítható. Ilyen reaktorban több mint 1,5 kgN/m³*nap nitrogéneltávolítási sebességet is elértek (Slikers et al., 2003). A CANON eljárás egy gazdaságos és hatékony szennyvíztisztítási módszer olyan szennyvizek esetében, amelyek nagy ammóniumtartalmuk mellett kevés szerves anyagot (KOI) tartalmaznak.



52. ábra A CANON biofilm valószínűsített felépítése

A CANON megvalósítása esetén a nitrogénel távolításnak a fentiek miatt (nem igényel szerves anyagot, minimális oxigénigény, egyetlen reaktor) nagyban csökken a térfogat/terület, illetőleg energiaigénye a hagyományos eljárásokhoz képest (Kuai and Verstrate, 1998). A bemutatott újfajta nitrogénel távolítási eljárások fontos előnyökkel rendelkeznek a hagyományos technológiákkal szemben. A különböző eljárások összehasonlítását a **9. táblázat** foglalja össze.

Az új eljárások -a SHARON, az ANAMMOX, a kombinált SHARON–ANAMMOX és a CANON- csökkentik az nitrogén eltávolítás energiaköltségét, a vegyszerköltséget, továbbá kevesebb iszapot eredményeznek, mint a hagyományos technológiák.

9. táblázat A nitrogén eltávolítására alkalmas hagyományos és az új technológiák összehasonlítása

	Hagyományos nitrifikáció/ denitrifikáció	SHARON	ANAMMOX	CANON
Reaktorok száma	2	1	1	1
betáplálás	szennyvíz	szennyvíz	ammónium/nitrit	szennyvíz
elfolyó körülmények	NO ₂ ⁻ ; NO ₃ ⁻ ; N ₂ oxikus, anoxikus	NH ₄ ⁺ ; NO ₂ ⁻ oxikus	NO ₃ ⁻ ; N ₂ anoxikus	NO ₃ ⁻ ; N ₂ oxigén limitált
Oxigén igény	nagy	kicsi	nincs	kicsi
pH szabályozás	igen	nem	nem	nem
Biomassza visszatartás	nem	nem	igen	igen
KOI igény	igen	nem	nem	nem
Iszaptermelés	nagy	kicsi	kicsi	kicsi
Baktériumok	nitrifikálók különböző heterotrófok	+ aerob oxidálók	NH ₄ ⁺ planctomycete	aerob NH ₄ ⁺ oxidálók + planctomycete

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 MgNH₄PO₄ formában történő kicsapatása. Ez 8 körüli pH-nál jó hatásfokkal lehetséges, azonban a hozzászükséges magnézium és foszfát 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. Az ioncsere olyan művelet, amely a kívánt komponenssel történt telítés után annak leszorítását, az ioncserélő regenerálását is igényli. Ekkor viszont nem kívánt szennyezőanyag kerül a regenerálóvízbe. Ezen túl az is gondot jelent, hogy az ioncserélő a biológiailag tisztított szennyvíz lebegő és oldott szerves szennyezőire is érzékeny, azok mechanikailag is eltömíthetik, sőt kémiaiilag is elszennyezhetik (adszorpció). Ezért az ioncsere is csupán kutatások tárgya a megoldás tekintetében. A víz lúgosítását (pH mintegy 10) követő ammónia sztrippelés, kifúvatás jöhetne még elvileg szóba. 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 ftalocianid üzem kiépített ugyan hazánkban ilyen megoldást két évtizede, de azóta a költségigénye miatt beszüntette az üzemeltetését.

Hivatkozások

- Ahn, Y. H., Hwang, I. S., Min, K. S. (2004) ANAMMOX and partial denitrification in anaerobic nitrogen removal from piggyery waste. *Wat Sci Tech.*, **49** (5/6) 145-153.
- Dijkman, H., Strous, M. (1999) Process for ammonia removal from wastewater. Patent 1999; PCT/NL99/00446.
- Egli, K., Fanger, U., Alvarez, P.J.J., Siegrist, H., van der Meer, J.R., Zehnder, A.J.B. (2001) Enrichment and characterization of an anammox bacterium from a rotating biological contactor treating ammonium rich leachate. *Arch. Microbiol.* **175** 198– 207.
- Fazekas, B., Thury, P., Kárpáti Á. (2008) A vízből történő ammónium eltávolítás múltja, jelene, távlatai. *MASZESZ Hírcsatorna*, 2008 (1-2) 3-9.
- Hanaki, K., Wantawin, C., Ohgaki, S. (1990) Nitrification at low level of DO with and without organic loading in a suspended growth reactor. *Water Res.* **24** 297– 302.
- Hellinga, C., Schellen, A.J.C., Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1998) The SHARON process: an innovative method for nitrogen removal from ammonium rich wastewater. *Water Sci Technol* **37** 135– 42.
- Jetten, M.S.M., Horn, S.J., van Loosdrecht, M.C.M. (1999) Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Water Sci Technol* **35** 171– 80.
- Jetten, M.S.M., Strous, M., van de Pas-Schoonen, K.T., Schalk, J., van Dongen, U., van de Graaf, A.A., et al. (1999) *The anaerobic oxidation of ammonium*. *FEMS Microbiol Rev.* **22** 421– 37.
- Jetten, M.S.M., Wagner, M., Fuerst, J., van Loosdrecht, M.C.M., Kuenen, G., Strous, M. (2001) Microbiology and application of the anaerobic ammonium oxidation ('ANAMMOX') process. *Curr Opin Biotechnol* **12** 283– 8.
- Jetten, M.S.M., Schmid, M., Schmidt, I., Wubben, M., van Dongen, U., Abma, W. (2002) Improved nitrogen removal by application of new nitrogen cycle bacteria. *Rev Envir Sci Bio/Technol*, 1:51– 63.
- Kuai, L., Verstraete, W. (1998) Ammonium removal by the oxygen-limited autotrophic nitrification–denitrification system. *Appl Environ Microbiol* **64** 4500– 6.
- Mulder A, van de Graaf AA, Robertson LA, Kuenen JG. Anaerobic ammonium oxidation discovered in a denitrifying fluidized bed reactor. *FEMS Microbiol Ecol* 1995; 16 : 177– 84.
- Mulder, J.W., van Loosdrecht, M.C.M., Hellinga, C., van Kempen, R. (2001) Full scale application of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Sci Technol* **43** 127–34.
- Picioreanu, C., van Loosdrecht, M.C.M., Heijnen, J.J. (1997) Modelling of the effect of oxygen concentration on nitrite accumulation in a biofilm airlift suspension reactor. *Water Sci Technol* **36** 147–56.
- Schönborn, W., Historical developments and ecological fundamentals (1986) in: *Biotechnology* 1st ed. Vol. 8. (Rehm., H.-J., Reed, G., Eds.) Weinheim: VCH, 1986 pp. 3-42.
- Schmid, M., Twachtman, U., Klein, M., Strous, M., Juretschko, S., Jetten, M.S.M., et al. (2000) Molecular evidence for genus level diversity of bacteria capable of catalyzing anaerobic ammonia oxidation. *Syst. Appl Microbiol* **23** 93– 106.

- Slikers, A.O., Derwort, N., Gomez, J.L.C., Strous, M., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (2002) Completely autotrophic nitrogen removal over nitrite in one single reactor. *Water Res.* **36** 2475– 82.
- Slikers, A.O., Third, K.A., Abma, W., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (2003) CANON and Anammox in a gas lift reactor. *FEMS Microbiol Lett* **218** 339–44.
- Strous, M., van Gerven, E., Zheng, P., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1997a) Ammonium removal from concentrated waste streams with the anaerobic ammonium oxidation (ANAMMOX) process in different reactor configurations. *Water Res* **31** 1955 – 62.
- Strous, M., van Gerven, E., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1997b) Effects of aerobic and micro-aerobic conditions on anaerobic ammonium oxidizing (anammox) sludge. *Appl Environ Microbiol* **63** 2446 – 8.
- Strous, M., Heijnen, J.J., Kuenen, J.G., Jetten, M.S.M. (1998) The sequencing batch reactor as a powerful tool for the study of slowly growing anaerobic ammonium-oxidizing microorganisms. *Appl Microbiol Biotechnol* **50** 589–96.
- Strous, M., Fuerst, J.A., Kramer, E.H.M., Logemann, S., Muyzer, G., van de Pas-Schoonen, K.T., et al. (1999a) Missing lithotroph identified as new Planctomycete. *Nature*; **400** 446–9.
- Strous, M., Kuenen, J. G., Jetten, M.S.M. (1999b) Key physiology of anaerobic ammonium oxidation. *Appl Environ Microbiol* **65** 3248– 50.
- Wett, B. (2007) Development and implementation of a robust deammonification process. *Wat Sci Tech.*, **56** (7):81-88.
- van de Graaf, A.A., de Bruijn, P., Robertson, L.A., Jetten, M.S.M., Kuenen, J.G. (1996) Autotrophic growth of anaerobic ammonium oxidizing microorganisms in a fluidized bed reactor. *Microbiol.* **142** 2187 – 96.
- van de Graaf, A. A., de Bruijn, P., Robertson, L.A., Jetten, M.S.M., Kuenen, J.G. (1997) Metabolic pathway of anaerobic ammonium oxidation on the basis of N-15 studies in a fluidized bed reactor. *Microbiology* **143** 2415–21.
- van Dongen, U., Jetten, M.S.M., van Loosdrecht, M.C.M. (2001) The SHARON-ANAMMOX process for treatment of ammonium rich wastewater. *Water Sci Technol* **44** 153– 60.
- van Kempen, R., Mulder, J.W., Uijterlinde, C.A., van Loosdrecht, M.C.M. (2001) Overview: full scale experience of the SHARON process for treatment of rejection water of digested sludge dewatering. *Water Sci Technol* **44** 145–52.
- van Loosdrecht, M.C.M, Jetten, M.S.M. (1998) Microbiological conversions in nitrogen removal. *Water Sci Technol* **38** 1– 7.

Példák és kérdések:

Milyen mértékben csökkenthető a nitrogéneltávolítás fajlagos oxigénigénye az iszapvíz bemutatott szeparált nitrogénmentesítési változatainál?

Milyen szabályozással szoríthatók vissza a NOB mikroorganizmusok az AOB fajokkal szemben?

Hogyan biztosítható szimultán folyamatként a nitritáció és az anaerob ammónium oxidáció?

Hogyan biztosítható az ammónium kémiai eltávolítása szennyvizekből?

9. Az eleveniszapos tisztítás oxigénigénye, iszapozam csökkentése

Levegőigény és bevitel az eleveniszapos tisztításnál

A eleveniszap korábbi fejezetben bemutatott biológiai átalakításai gyakorlatilag oxigénnel történnek. Az oxigént az esetek többségében levegővel viszik be az iszapos víz fenekének a közelébe, hogy a felfele mozgó buborékokból az oxigéntartalmuk minél nagyobb hatásokkal hasznosulhasson.

A levegőigény döntő hányada a szerves anyag biológiai átalakítására fordítódik. Ezt a részt a szennyvíz BOI_5 értékéből lehet kiszámítani. Ezen túl számítandó az ammónium oxidációjának az oxigénszükséglete. Az utóbbi azonban a denitrifikációnál részben ismételt felhasználásra kerül a szerves anyag oxidációjára, ezért azt az összes oxigénigényénél korrekcióként figyelembe kell venni. A szerves anyag oxigénigénye az ATV 131 A szabványelőírás alapján számolható (**10. táblázat**).

10. táblázat A szerves anyag átalakításához szükséges oxigénigény (OC_{BOI_5} , kg O_2 /kg BOI_5) meghatározása a vízhőmérséklet és az iszapkor (relatív iszapterhelés) függvényében

T (°C)	Iszapkor napokban					
	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 (OC) láthatóan 0,9 és 1,3 kg O_2 /kg BOI_5 között változhat a relatív iszapterhelés, illetőleg a vele fordított arányban változó iszapkor függvényében. Ehhez adódik a csak nitrifikálandó, valamint a nitrifikálandó, majd denitrifikálandó nitrogénterhelésnek az oxigénigénye. A többletnitrogén ilyen eltávolításának az oxigénigénye (ON) a tisztítandó szennyvíz szerves anyag (BOI_5) és TKN koncentrációja, valamint a befogadóra előírt ammónium és összes nitrogén határértékek alapján számítható. Az utóbbiak számítása a korábban már levezetett 4,3 és 1,7 kg O_2 /kg TKN fajlagos értékekkel történhet. Közülük az első az ammónium nitráttá történő alakításának, a második a TKN elemi nitrogénné alakításának a fajlagos oxigénigénye.

A számítást egyszerűsített példával bemutatjuk be az ATV korábbi tervezési irányelve (Pöpel, 1994), Henze és társai (1996) javaslatai, a WEF 1998-as, valamint az ATV 131a 1999-es tervezési segédletei alapján. A lakossági szennyvizek nitrát tartalma rendszerint elhanyagolható. A lakosonként feldolgozandó szerves anyag terhelésből (lásd korábban: 60 g BOI_5 /főxd) mintegy 42-48 g/d fölösiszap keletkezik. Ennek a nitrogén tartalma átlagosan 5-6 %, bár ez is az iszapkor függvénye. Az iszapba így alig 2,5-3 g/fő d redukált formájú nitrogén kerül felvételre. Mivel a lakosság átlagos nitrogén kibocsátása naponta 12-14 g/fő, mintegy 10 g/fő d nitrifikációja szükséges, s abból 8 gTKN/főd denitrifikációja szükséges. Ez abból adódik, hogy 120 liter vízfogyasztást tekintve átlagosnak, az iszapba be nem épült nitrogén a vízfázisban $10 \text{ g/fő d} / 0,12 \text{ m}^3 / \text{fő d} = 83 \text{ mg/l}$ ammónium maradékot jelent.

A számítást bonyolítja a régi-új hazai szabályozás, amely szerint maximálisan 10-30 mg ammónium-N/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 még ez is 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 (pontosabban feltételezték a szabványalkotók, hogy az 1 mg/l alatt marad). A tisztított vízben ezen kívül maradhat 1-2 mg/l szerves nitrogén (TKN) is a tisztított vízzel távozó 20-35 mg/l iszaptömegben. Az EU és hazai előírás is a tisztított víz határértékét TN 10-15 mg/l értékben határolta be, ami azt jelenti, hogy 12-13 mg nitrát-N maradhat a tisztított elfolyó vízben.

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás persze úgy működik, hogy vagy megfelelő a nitrifikáció, s akkor 1-2, mg/l ammónium marad csak a tisztítás után a kommunális szennyvízben, vagy nem, amikor viszont a nitrifikáció akár teljesen le is állhat. A hazai 10-30 mg NH₄-N /l tartása a tisztításnál nem reális lehetőség. 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 7-8 mg/l lesz az a nitrogén rész, amit nem kell denitrifikálni. Emellett ammónium gyakorlatilag nem mehet a befogadóba. Ezekből az értékekből közvetlenül adódik, hogy a tisztítóban a denitrifikációs hatásfoknak (83-8)/83-nak, %ban megadva ennek a százszorosának kell lennie. Ez mintegy 90 %, ami csakis a nitrátos víz denitrifikációjával, tehát az anoxikus térrész alkalmazásával nem érhető el. Mivel a gyakorlatban inkább a 15 mg/l értékhez lesz közelebb a nitrát koncentráció, a számítható értéknél nagyobb, inkább 85 %.

Rontja ugyanakkor a helyzetet, 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 is. Így az a korábban számítottnál is nagyobb, mintegy 30 g O₂/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, többletlegegőztetést, energiapazarlást eredményezhet. Ennek ellentételeként jelentkezik az anoxikus medencék kisebb térfogatigénye, beruházási költség megtakarítása.

Megállapítható a fenti megfontolások alapján, hogy a lakosonkénti átlagos összes oxigénigény a szennyvíztisztításnál a szerves anyag 60 g BOI₅/fő d x 1,25 g O₂/g BOI₅ = 75 g O₂/fő d, valamint a nitrogén eltávolításának az előbb számított 25-30 g O₂/fő d fajlagos értékeiből adódik össze. Ez összességében 100-105 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 túllegegőztetés esetén jogos.

Ilyen számításnál a 83 mg/l ammóniumból 10 mg/l a tisztított vízben marad (10 mg/l x 120 l/fő d = 1,2 g/fő d), a nitrifikált 73 mg/l -ből pedig 18 denitrifikálódik, 45 mg/l pedig NO₃-N formájában, csaknem 200 mg/l nitrát koncentrációt eredményezve a befogadóba kerülhet. Ennek a változatnak a fajlagos oxigénigénye (55 x 120 l/fő d) x 4,6 + (18 x 120 l/fő d) x 1,8 = 30,36 + 3,9 = 34,3 2 g O₂/fő d fajlagos oxigénigényt jelent egy lakos átlagos nitrogén-szennyezésének a feldolgozására. Értelemszerűen ez is nő mintegy 20 %-al az iszaprothasztás

miatt, amivel már 4 g O₂/fő d fajlagos oxigénigényt (ON) jelent. 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 (1-2,5 kg O₂/kWh) azonban egyszerűbb közvetlenül villamos teljesítmény igényre, vagy a levegőztetés elektromos áram költségére átszámolni. 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 (Pöpel, 1994; WEF, 1998), hogy a csúcsterhelés időszakában is elegendő oxigénkoncentrációt legyen a levegőztetett medencékben a nitrifikáció biztosítására (1,5 mg/l < DO < 2,5 mg/l). A kisebb terhelésű időszakokban ugyanakkor a túllevégőztetés megakadályozására, azaz ugyanolyan oxigénkoncentráció tartására a levegőbevitelt vissza kell szabályozni a mindenkori igénynek megfelelően. Ehhez oxigénkoncentráció mérő műszerre, jelfeldolgozó egységre, PLC-re, számítógépre, a fúvó, 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.

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 iszap rész továbbí iszap összetevőket jelent, azonban a kommunális szennyvizek általában nem tartalmazzák az utóbbiakat jelentős részarányban. A szennyvíztisztítás során a foszfor vegyszeres kicsapatsnál keletkező hidroxid iszap szintén részét képezi a biológiai tisztítók fölösiszapjának (Thury- Kárpáti, 2004).

A nyers iszap mennyisége fajlagos térfogatával és szárazanyagban kifejezett tömegével is jellemezhető. Az első mindegyik fajlagos érték nagymértékben változik a szennyvíziszap előkezelésével, víztelenítésével. Éppen ezért a szárazanyagban megadott fajlagos iszapmennyiség a jellemzőbb. Átlagosan elfogadható, hogy a lakossági szennyvizek tisztítása eredményeként keletkező, mintegy 5 % szárazanyag tartalmú iszappal számolva, éves átlagban lakosonként 1 m³ iszap keletkezik. Az iszap szárazanyagának jelentős részét adó primer iszap a szennyvíztisztítóba érkező szennyvíz előülepitésénél 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, 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 szárazanyagra 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 előülepítő 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 találhatók. 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 szerint számolják az iszaphozamot. Félreérésekre adhat okot az a tény is, hogy az iszapprodukciónak jelölése a különböző képletekben más-más értelmezést kap, amire utalnak az eltérő mértékegységek is (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 termelését 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 előülepítés során keletkező iszapról sem (ha a technológiában van előülepítés). Ekkor elfogadva azt az előrejelzést, hogy az előülepítés során a lebegő anyag bizonyos része kiülepedik a műtárgyban:

$$W_{ps} = Q_{be} * E_{ss} * C_{ss} * 10^{-5}$$

ahol: W_{ps} - a primeriszap hozama (kg-szárazanyag/d),
 Q_{be} - a befolyó szennyvíz térfogatáram (m³/d),
 E_{ss} - a lebegőanyag eltávolítási hatásfok,
 C_{ss} - a lebegőanyag koncentrációja

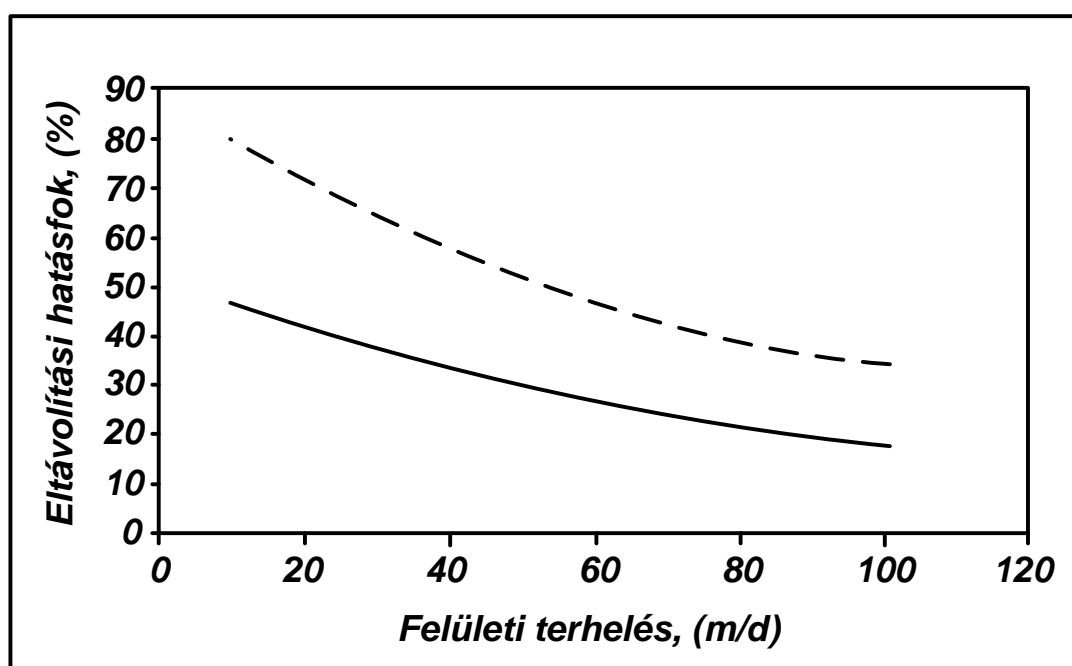
A lebegőanyag-eltávolítás hatásfoka 18 amerikai telepen tapasztalatai alapján a következő összefüggéssel számolható:

$$ESS (\%) = t / (a + b t)$$

ahol: E_{ss} - a lebegőanyag eltávolítási hatásfok,
 t - a folyadék átlagos tartózkodási ideje az előülepítőben (perc),
 a - konstans (becsült értéke 0,406 perc),
 b - konstans (becsült értéke 0,015)

A lebegőanyag-eltávolítás hatásfoka az előülepítő felületi folyadékterhelésétől is függ (m/nap, vagy m/óra), ami a folyadékáram Q_{be} és az előülepítő felületének a hányadosa. Az **53. ábra** a lebegő anyag eltávolítás hatásfokát mutatja az előülepítésnél a felületi terhelés függvényében. Mint az ábrán látható, az előülepítéssel a lebegő anyag 70 %-nál nagyobb hányada ritkán távolítható el. Koaguláló, flokkuláló szerek alkalmazásával az előülepítőben a lebegő anyag eltávolítás hatásfoka 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).

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.



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

A tisztítási igény és a szükséges iszapkor között a **11. táblázat** adatai szerint alakul:

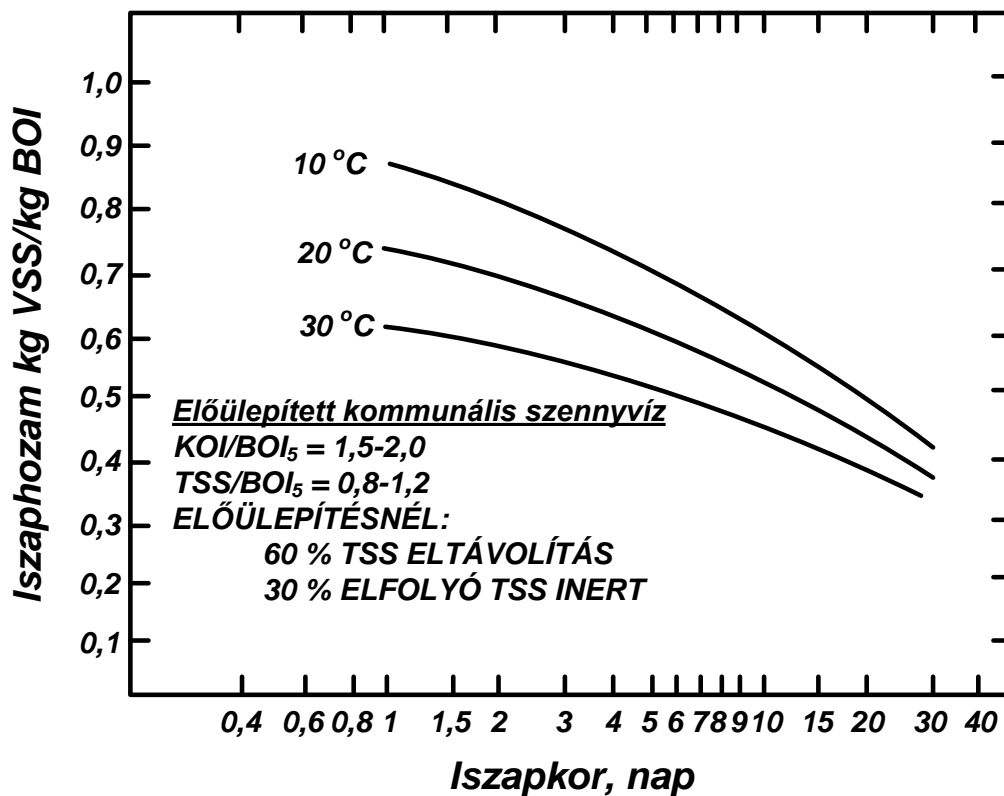
11. táblázat A tisztítási igény és az iszapkor viszonya

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

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.

Az iszapkor és az iszapozam közti összefüggéseket általában nomogramokkal adják meg, különböző hőmérsékletre és tisztítandó szennyvíz KOI/BOI₅, vagy lebegőanyag/BOI₅ arányára. Ilyen nomogramok láthatók a **54. ábra** és **55. ábra** (WEF, 1998). Az ábrákból látható, hogy az előlepített szennyvíz esetében kisebb biológiai iszapozam várható azonos iszapkorok esetén. Ha az előbbieket egy bizonyos határ alá csökkennek, az a tisztítási hatások drasztikus csökkenésével járhat együtt. Ennek ellenére a megfelelő szabályozás jelentős költségmegtakarítást is eredményezhet a meglévő iszap- elhelyezési és kezelési problémák miatt.

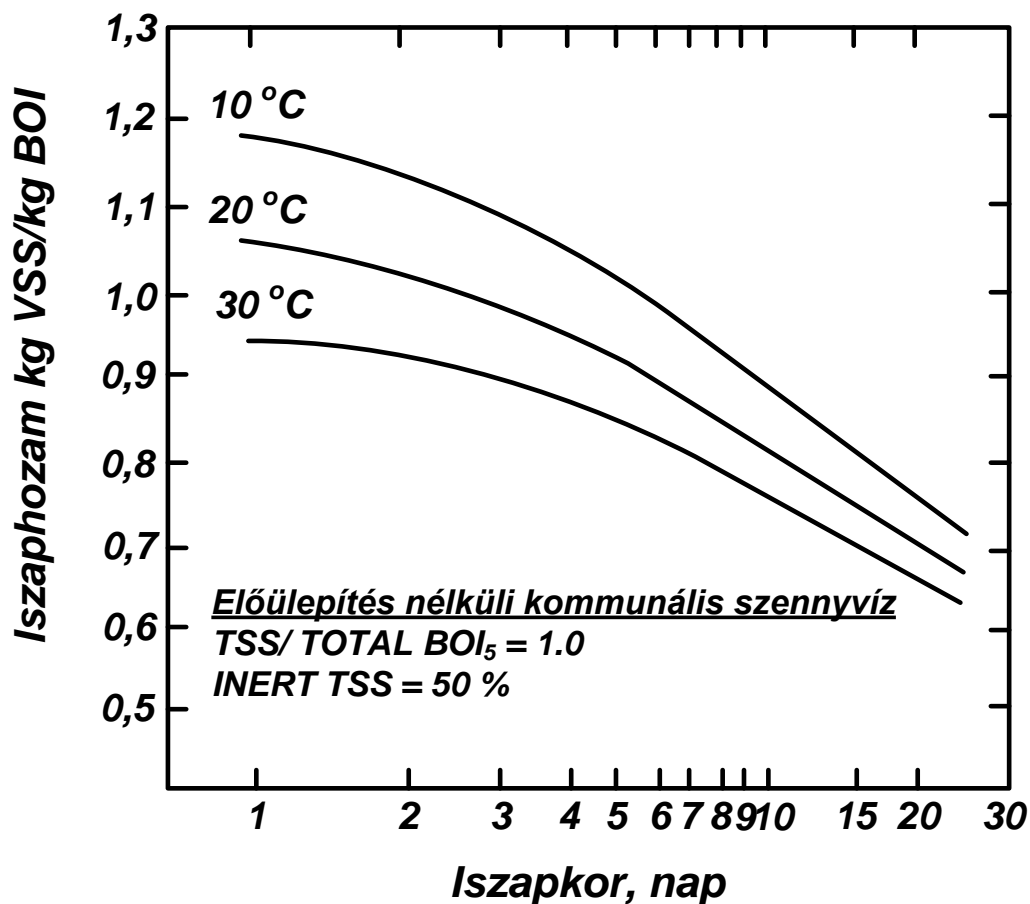


54. ábra Az iszapkor és hőmérséklet hatása az iszapozamra (Y) előlepített kommunális szennyvíz eleveniszapos tisztításánál

Ezekkel a fajlagosok a lakossági szennyvizek előlepítésének, valamint az eleveniszapos tisztításának az iszapozamára vonatkoznak. Ipari szennyvizek esetében a fajlagos iszapozam a fentiekől jelentősen eltérhet. Az iszapkor ugyanakkor mindenféle eleveniszapos rendszernél és szennyvíz feldolgozásánál jól jellemzi a keletkező iszap stabilitását. Az iszapkor növekedésével a fölősiszap 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 iszaprothasztás, ma már rendszerint nagy iszapkorról 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 iszapozam csökkentő hatását az utóbbi esetre a bemutatott nomogramok és számszerű összefüggések már nem veszik figyelembe. Ugyanez

igaz az iszaprothasztás hatására is, melynek az iszaphozam csökkentő hatását később bemutatásra kerülő számításokkal kell pontosítani.



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

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás korábban csak mechanikus és biológiai műveletek sorozata volt. Az elsőhöz tartozott a durva szűrést (rács), zsír és homokfogást, elő és utóülepítést, valamint az iszapok gravitációs sűrítése. Mára ez az iszap ultraszűrős szeparációjával, gépi iszapsűrítésével, gépi dezintegrációjával is kiegészült. Az utóbbi egyértelműen az iszaphozam csökkentését szolgálja. A többletfoszfor klasszikus kémiai kicsapata is kibővült egyéb kémiai beavatkozásokkal ugyanilyen célból. A biológiai átalakítás a szerves anyagok mintegy felének a biológiai oxidálását, mineralizálását (katabolizmus - CO_2 , H_2O , N_2 , NO_3^- , SO_4^{2-}), másik felének pedig az oxidációnál nyert energia segítségével, szeparálható mikroorganizmus tömeggé, szennyvíziszappá történő alakítását, asszimilációját (anabolizmus) jelenti. A szerves anyag biológiai oxidációja az iszap respirációja, amelyből a mikroorganizmusok energiát nyernek sejtanyaguk megújítására (asszimiláció), osztódásra, szaporodásra, ami a rendszerben visszatartott iszaptömeg folyamatos növekedését, fölősiszap termelését eredményezi. A települési szennyvíztisztítók mintegy 90 %-a ma eleveniszapos, ami iszaprothasztás nélkül nagy fajlagos iszaptermelést eredményez (0,6-0,8 kg iszap szárazanyag/kg eltávolított BOI_5). Ennek az eredményeként a kis telepeknél az ezredfordulóra a tisztítás költségének már több mint a fele az iszapkezelés, elhelyezés költsége lett. Ez kis-közepes tisztítóknál az iszaphozam csökkentését teszi szükségessé. Az ilyen lehetőségek ismertetését megelőzően egy nagy szennyvíztelep közelítő tervezését, medencetérfogát igényének, levegőigényének,

iszaphozamának a számítását bemutatjuk, nem részletezve ugyanakkor a levegőbevezetés (levegőelosztás) lehetőségeit, a villanyáram igényt, mint üzemeltetési költséget, s az anaerob rothasztás költségeit és megtakarításait sem.

Eleveniszapos tisztítás közelítő tervezése

Az eleven iszapos biológiai szennyvíztisztítás a lebegő iszapot tartalmazó szennyvíz levegőztetését, majd ülepitését, s a keletkezett iszap visszaforgatását 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 újrahasonosítását, 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 is tartalmazhat, míg a megfelelő ammónia oxidációt is biztosító, kisebb iszapterhelésű rendszereknél az iszap nitrogéntartalma csak 5-6 %. A foszfortartalom az iszapban a már ismertett technológiaváltozatok szerint változó, 1,5 %, vagy 4-5 % körüli.

A kis telepek esetén, mint korábban is említettük, igen gyakran célszerű az előülepités elhagyása. Az ott említett egyféle iszap keletkezésének előnye mellett szükség van arra a jobb tápanyag arány (KOI/TKN, illetve KOI/TP arány) biztosítása 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 üzeméret következtében az anaerob iszaprothasztás kiépítése is célszerű lehet, az előülepités csökkenti a biológiai tisztítás térfogatigényét. Az ilyen üzemeknél azért is favorizálják az előülepitést, mert az iszapjának jóval nagyobb a fajlagos energiataralma (metántermelő potenciálja), mint a szekunder iszapnak.

Az előülepités tervezésénél annak a felületi folyadékterhelése határozza meg a fő méreteket. Az ülepitő 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 fonalások visszaszorítását segítő, koncentráció-gradienst eredményező több medencéből álló kaszkádként is kiépíthetik. Ilyenkor a tápanyaggal jobban ellátott, első levegőztetett medencét oxikus **szelektornak** is szokás nevezni. Lehet azonban ez anoxikus szelektor is, s ilyen esetekben a többletfoszfor eltávolítását vegyszeresen célszerű megoldani. A Johannesburg rendszerénél, illetve annak a későbbi módosításainál is szokásos ugyanakkor az anaerob medence előtt egy gyakran ugyancsak **szelektornak** nevezett medence beiktatása is. Ebben az utóülepitőből visszaforgatott iszap oxigén és nitrát tartalmát kell az anaerob térbe történő bevezetés előtt "elreagáltatni", hogy ott a foszforcsere ne gátolja az annak tápanyagát képező acetát gyors "elégítésével", 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 határfoktól (KOI, ammónium-N, nitrát-N és összes foszfor

koncentrációk) függ. Alapvető célja a szükséges iszapkor biztosítása (részletek a típusválasztásnál). A napi biológiai terhelésből ($B_d = Q_{be} BOI_{5be}$) a napi iszaphozam közvetlenül számítható ($P_x = B_d Y$). 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) ugyanakkor a tisztítandó víz 0,45 mikron méretűnél nagyobb inert "lebegőanyag" tartalmának, és az iszapoknak a függvénye. Együttes hatásukat a szerves és szervesetlen lebegő anyag (iszap) hozamárára jól mutatják az ATV (ATV 131 A, 2000) megfelelő tervezési javaslatának a fajlagosai (**12. táblázat**)

12. táblázat A BOI_5 -ként mérhető szerves anyag fajlagos iszaphozama (Y_b - kg iszap szárazanyag/kg BOI_5) az iszapkor és a SS_{be}/BOI_5 - hányad függvényében

SS_{be}/C_{BOIbe}	Iszapkor (nap)					
	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
1,0	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 SS_{be}/C_{BOIbe} - 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 értelem szerűen nő, amit az oxigénigény számításánál kell figyelembe venni a korábban már korábban megadott táblázat alapján. 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 3 g 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 BOI_5 , illetőleg alig valamivel kisebb nagyságú lebegőanyag mennyiség ($SS_{be}/C_{BOIbe} \cong 0,8$) fajlagos biológiai iszaphozama a teljes tápanyag eltávolításnál 0,8 g iszap szárazanyag / g eltávolított BOI_5 , illetőleg 48 g iszap szárazanyag / fő d. Ebben elvileg a biológiai foszforfelvétel is feltételezhető. A vegyszeres foszforkicsapatás azonban ezt az értéket jelentősen (10-15 %-al) is megnövelheti, ha lakosonként 1 g P így kerül eltávolításra (5-8 g vegyszeriszap/főd).

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 szükséges ($M_x = P_x \Theta_x$). Ez pedig az átlagosan fenntartható 4-5 kg/m³ iszapkoncentráció (X) mellett az azzal számolható ($V_R = M_x / X = P_x \Theta_x / X$) medencetér fogatban biztosítható. A biológiai és foszforterhelés nagysága (B_d és P_d) a fenti, lakosszámmal 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 $P_d = Q_{be} C_{P, be}$ - az iszap által a P_x fölösiszap tömegbe beépített P).

Az összes szükséges eleveniszapos medencetér fogat meghatározása egyben a szükséges anaerob, anoxikus és oxikus reaktortér fogatok 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.

A denitrifikációhoz szükséges reaktortérfogat számítása emellett többféle képpen 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 található az EPA 1975-ös kézikönyvében. A heterotrófok kinetikai paraméterei alapján történő számításra vonatkozóan Stensel és Barnard (1992) javaslatát célszerű követni.

A denitrifikációs térfogat hányada (V_D/V_R), a tisztítás relatív iszapterhelése, vagy oxigén-felhasználása, valamint a nyers szennyvíz KOI/TKN aránya alapján becsülhető. 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 oxigénigényt az OC és ON korábban bemutatott számításával vehetjük figyelembe. Ez a 72-80 g szerves anyag átalakításhoz szükséges oxigénnél mintegy 25 g oxigénigény a nitrogéneltávolításhoz lakosonként, naponta (LEÉ). A szükséges levegőigényt ebből már korábban számítottuk. Huszonötszörös tömegű levegő (21 % oxigéntartalom, 20 %-os oxigénkihasználás) 1,28 kg /m³ térfogatsúllyal.

100 ezer LEÉ szennyvízterhelésre (12000 m³/d szennyvízre, s abban napi 6000 kg BOI₅, 130 kg TKN és 20 kg TP terhelésre) a számítható iszaphozam (teljes biológiai többletfoszfor eltávolítást feltételezve) 4 800 kg iszap szárazanyag/d ($P_x = B_d Y_b$). Mivel a rendszerben közel 20 napos iszapkor fenntartása javasolt, a rendszerben folyamatosan működő szükséges iszaptömeg 96 000 kg ($M_x = P_x \Theta_x$). A szükséges eleveniszapos medencetérfogat, ha abban az iszapkoncentráció 5 kg/m³, 19200 m³ ($V_R = M_x / X = P_x \Theta_x / X$). A medenceterek megosztását ebből kell számolni, mintegy 10:30:60 arányban.

A tisztítás oxigénigénye a fentiekben számolt LEÉ fajlagosokkal is számolható, de az ott megadott fajlagosokkal a BOI₅ és nitrogénterhelésből is. Maradva a már kiszámolt összegzett fajlagosnál (mintegy 100 g/főd), mintegy 10 000 kg oxigén kell a folyamatok lejátszódásához naponta. Ennek azonban a 25-szöröse levegőtömeget kell megfelelőképpen bevinni az iszapos vízbe a levegőztető medencében. Ez 250 000 kg levegő, ami közelítőleg 200 000 m³/d levegő. A kerekítéseket célirányosan használjuk a jobb érzékelhetőség érdekében. Ez a levegőbevitel 24 órás egyenletes oxigénfogyasztást feltételezve 8 333 m³/h levegőigény. A szennyvízterhelés diurnális változása miatt azonban fúvókapacitásban a mindenkor szükséges oxigénkoncentráció (nitrifikáció oxigénigény) biztosítására ennek a kétszeresét célszerű biztosítani, ami kerekítve 16 500 m³ levegő/h.

Megállapítható a fentiekből, hogy a napi 12 000 köbméter szennyvíz tisztításához, mintegy 19 200 m³ eleveniszapos medencetérfogat (HRT=1,5 d) ekkora szennyvíztelepeknél a téli, hidegebb víz hőmérsékletnél is kellően biztonságos. A tisztító levegőztető medencéjéhez 16 500 m³/h fúvókapacitás szükséges, de a tényleges fogyasztás a fúvók oldott oxigén koncentrációról történő szabályozása eredményeként csak a napi átlagérték körül fog alakulni. Egyértelmű

azonban, hogy a fúvókapacitásnak minimálisan annyi ezer m^3/h -nak kell lenni, mint amennyi m^3/d a tisztítóra érkező napi szennyvíz mennyiség.

Egy százalékos nyersiszap formában ez $480 \text{ m}^3/\text{d}$ hígiszap. 5% szárazanyagra sűrítve a rothasztás előtt már csak alig $100 \text{ m}^3/\text{d}$. Ennek a rothasztásához 20-25 napos HRT szükséges az iszaprothasztóban, így 2000-2500 köbméteres rothasztó kell a telepnek. A rothasztás során a 4800 kg nyersiszap szárazanyag mintegy 4000 kg szerves anyagának csaknem a fele gázzá alakul, így a maradék iszap csak 3000 kg/g körül várható (mintegy 3 % szárazanyag tartalommal). Ezt 25 % szárazanyag tartalomra sűrítve, a víztelenített iszap már csak a nyolcada, tehát 12 t/d körül várható. Ezt kell szükség szerint komposztálni, szárítani, égetni a mindenkori igényeknek, lehetőségeknek megfelelően.

Iszaphozam csökkentése technológiai módosításokkal

Az iszap stabilizálása aerob, vagy anaerob úton is eredményez iszaphozam csökkenés. Az aerob stabilizálás azonban az iszapok szerves anyag tartalmát széndioxiddá alakítja a kedvezőbb, biogázzá (széndioxid – metán keverék) konvertálás helyett. Ilyen értelemben ez energiapazarlás. Az anaerob iszaprothasztás az iszap mennyiségének csökkentésén túl energiataralmának a részleges újrahasonosítása is. Az anaerob iszaprothasztásra, s a kapcsolódó gázhasznosításra azonban a költségesebb berendezésigény miatt csak a nagyobb szennyvíztisztító telepeken van lehetőség. A rothasztóval rendelkező üzemeknél egyébként a megelőző aerob tisztítás iszaphozamának a csökkentése nem is célszerű, hiszen akkor csökken a belőle nyerhető energia mennyisége. Fontos viszont, hogy a rothasztásra kerülő iszap szerves anyagának minél nagyobb hányadából keletkezzen biogáz. Ezt a sejtközi állomány intenzifikált szabaddá tételével (sejtlízis), szerves anyagainak minél hatásosabb hidrolízisével, biometanizációjával lehet elérni. Az utóbbiak sebesség meghatározó folyamatát, a sejtlízist és hidrolízist fokozni, gyorsítani mechanikus dezintegrációval (ultrahang), kémiai és termikus kezeléssel, vagy enzimek felhasználásával is lehetséges (Odegaard, 2004; Andreottola – Foladori, 2006; Bougrier, et al., 2006).

Az előkezelés nélküli mezofil anaerob rothasztásnál a lakossági szennyvíziszapok szerves anyagának, tehát közelítőleg a fent említett iszaphozamnak csak a fele alakul át biogázzá. Az előbb említett intenzifikálással a szerves anyag maradék már mintegy a negyedére csökkenthető, ami azonban a tisztított szennyvíz összetételének is függvénye. A szennyvíziszap biometanizációja ezzel együtt húszezer-negyvenezernél több lakos szennyvizének a tisztításakor már költséges előkezelésekkel, hőcserékkel, s az oxigén kizárását biztosító drágább berendezésekkel is kifizetődő lehet. A kisebb telepek egy részéről azonban a főliszapot a rothasztóval rendelkező nagyobb telepekre lehet szállítani további feldolgozásra. Ha ez túlzottan drága, helyileg, aerob úton kell megoldani az iszapstabilizálást, majd a víztelenítést, elhelyezést. Napjainkban az iszaptermelés minimalizálása ezért a kis telepeknél is különösen fontos. Az iszaphozam minimalizálása ilyenkor egyben iszapkezelési feladatot is ellát, ezért a tisztításnak a költségeit viszonylagosan megnövelheti.

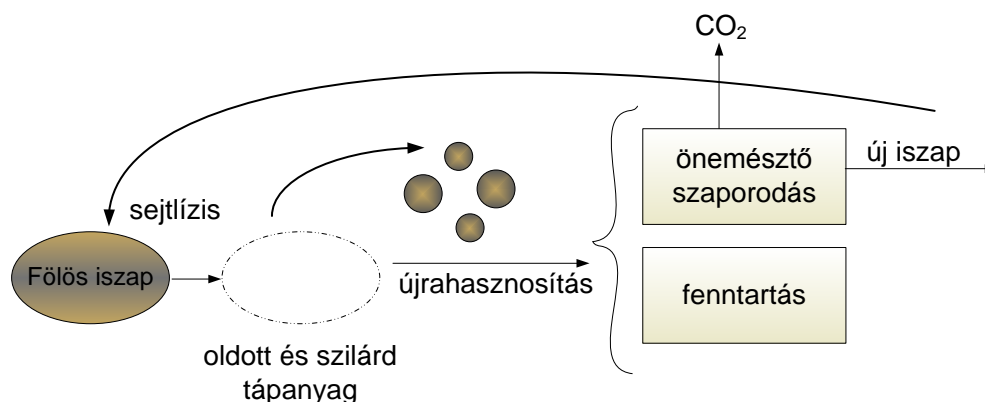
Elengedhetetlen azonban ez a fejlesztés mind a fejlődő, mind a fejlett ipari országok gyakorlatában, hiszen a tisztítás mértékének folyamatos növekedése mindegyiknél növekvő iszapmennyiségeket, elhelyezési problémákat generál, aminek a rendelkezésre álló területek csökkenése, valamint a szabályozás szigorodása az oka. Bár a szennyvíziszapból előállítható komposzt a mezőgazdasági talajok hasznos komponense lehetne, kedvezőtlen hatást is gyakorol számos szennyezője révén a talajra, növényzetre, állatokra, emberre. Ezért csak nagy óvatossággal hasznosítható, különösen az étkezési célú növénytermesztésben. A mezőgazdaságban történő hasznosítás közegészségi kockázatát az iszapban maradó toxikus anyagok, mint pl. a nehézfémek, patogén mikroorganizmusok és biológiailag igen lassan lebomló toxikus és egyéb kedvezőtlen hatású szerves szennyezők jelentik.

A hagyományos eleveniszapos szennyvíztisztításnál is többféle lehetőség van az iszaphozam csökkentésére. Ezek közül legtöbb kellően tisztázott, jól magyarázható, esetenként azonban teljesen meglepően is jelentkezett hihetetlennek tűnő iszaphozam csökkenés. Az utóbbira példa lehet egy magyarországi húsipari hulladékot feldolgozó (ATEV) üzem A/O trendszerű eleveniszapos szennyvíztisztítása, amelynek mindkét medencetere ideálisan átkevert. Vegyszeres koaguláció és flotálás után történik az üzemen a szennyvíz biológiai utótisztítása, amelynek az iszaphozama 0,1 kg BOI₅/kg MLSSxd iszapterhelés mellett, szemben a korábban idézett minimálisan 0,5-ös ilyen fajlagos értékkel (Metcalf & Eddy, 2003; Thury – Kárpáti, 2004), mindössze 0,1-0,13 kg MLSS/kg BOI₅. Ennél kisebb mértékű fajlagos iszaphozam csökkenést olyan A/O rendszerű lakossági szennyvíztisztítóban is tapasztaltak Magyarországon, ahol a denitrifikáló medencetert folyamatosan levegőztették, de csak 0,2 - 0,3 mg/l oldott oxigén koncentrációt tartottak abban. Ugyanitt a folyamatosan levegőztetett medencetérben az oldott oxigén koncentrációját 2-4 mg/liter érték között tartották.

A szakirodalomból eddig ismert iszaphozam minimalizálási megoldások értékelése, rendszerezése ezért nem lehet haszontalan. Célszerű annak alapján osztályozni a lehetőségeket, hogy a tisztítási folyamatban hol és milyen beavatkozásra kerül sor azoknál.

Iszaphozam csökkentés az iszap többszörös hasznosításával -lysis–cryptic growth-

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás szerves anyag átalakítását végző mikroorganizmusainak a szaporodása megfelelő, folyamatos tápanyagellátás esetén sokkal gyorsabb, mint a keletkező sejtek elhalása, sejtmembránjának felszakadása, s azzal sejtközi állományuk ismételt tápanyaggá válása. A sejtmembrán azonban mesterségesen is felszakítható, s így a sérülést követően a sejtközi állomány az elhalásnál nagyobb sebességgel válik újra hasznosíthatóvá, tápanyaggá az élő mikroorganizmusok részére. Az így, ismételten részleges mineralizációra kerülő sejtközi állomány 70-80 %-ában fehérje. Az ismételt részleges oxidáció, mineralizáció a teljes átalakítási folyamatban iszaphozam csökkenést eredményez az önemésztő sejtanyag hasznosítás eredményeként. Az ilyen mikroorganizmus-szaporodást ezért önemésztő növekedésnek nevezik –cryptic growth- (**56. ábra**) (Mason et al., 1986).



56. ábra Az önemésztő szaporodás (cryptic growth) elvi működése (Mason et al., 1986)

Az önemésztő szaporodásnak két lépcsőjét különböztetik meg. A sejtmembrán sérülését, felszakadását, s a sejtközi állomány környezetbe jutását, ami a lízis, valamint az azt követő biológiai átalakulásokat. Az utóbbi során a sejtanyag aprózódása, a hidrolízise oxigénmentes, vagy levegőztetett környezetben egyaránt lejátszódik. Ez a tápanyag sejtmembránon történő ismételt átvitelének alapfeltétele. A tápanyag oxidációja azután a sejt belsejében következik be. Ha ez a sejtközi állomány anyagával történik, az endogén respiráció. A sejtmembránon átjutott

hidrolizált tápanyag oxidációja az „exogén” respiráció. A sejt azonban rendelkezik sajátos tápanyag betároló kapacitással is, mint például a glikogén, vagy poli-hidroxi-butirát formájában történő tápanyag betárolás.

A szerves tápanyag biológiai oxidációja, lebontása a katabolizmus, míg az ekkor nyert energiából történő szerves anyag felépítés az anabolizmus, vagy asszimiláció. Közülük a lízis és a sejtközi állomány hidrolízise a teljes átalakítás sebesség-meghatározója. Az iszapfázis csökkentése érdekében ezért a sejtlízis sebességét kell megnövelni (Grady et al, 1998). Ez mechanikus, termikus, kémiai vagy biológiai módszerrel is gyorsítható. A mechanikus módszereket illetően bármilyen, a sejtfal felszakadását eredményező beavatkozás (dezintegráció, ultrahang) alkalmas lehet. A kémiai kezelés ezen túl a sejtközi állomány hidrolízisét is szolgálja. Ez savas, lúgos és oxidálószeres egyaránt lehet. A mikroorganizmusok lízise ugyanakkor hő hatásával is előidézhető, de megfelelő enzimek is hozzájárulhatnak ahhoz.

Klórozással történő iszaplízis

A klór (vagy hipoklorit) a szennyvíztisztításban a fertőtlenítésre legrégebben alkalmazott vegyszer. Ezen túl az iszapduzzadás csökkentésére is használatos. Az iszapfázis csökkentésére történő felhasználását laboratóriumban az ezredfordulón vizsgálták, majd üzemben is kipróbálásra került. Mintegy 70 mg Cl₂/g MLSS dózis esetén 60 %-os iszapfázis csökkentést értek el vele. Vegyszerköltsége így nem jelentős. Gyakorlati felhasználása azonban a köztudott trihalometán (THM) termelése miatt veszélyes. További kedvezőtlen hatása, hogy a tisztított vízben számottevően megemeli a maradó oldott szerves anyag tartalmát (zavarosság az elfolyó vízben). Emellett nagyobb dózisonál az iszap ülepedését is rontja (Andreottola – Foladori, 2006).

Ozon / hidrogénperoxid felhasználása iszaplízisre

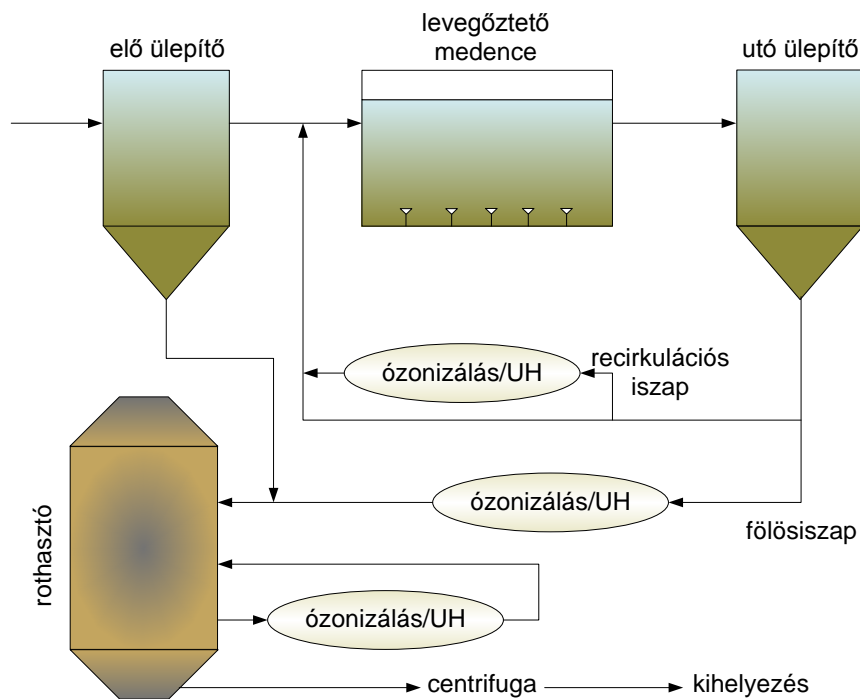
A klórnál egyértelműen kedvezőbb sejtmembrán roncsoló, oxidálószer az ózon és hidrogénperoxid. Ezek nem eredményeznek toxikus melléktermékeket, ugyanakkor a klórhoz hasonlóan károsítják a sejtmembránt. Közülük a hidrogén-peroxid a gyengébb oxidálószer. Kamiya és Hirotsuki (1998) mérései már az ezredforduló előtt igazolták, hogy 10 mg ózon / g MLSS vegyszerdózis esetén 50 %-os iszapfázis csökkenés érhető el az eleveniszapos tisztításnál. Kétszer ekkora dózisonál már úgy gondolták, hogy üzemi körülmények között is szinte teljesen megszünteti az iszaptermelést, ez azonban a gyakorlatban nem alakult így. 70-80 %-os iszapfázis csökkentéshez csaknem kétszer - háromszor ekkora dózis kell.

Mivel az igen erős oxidáló hatású ózonnal önmagában, vagy ultrahanggal kombinálva csak a mikroorganizmusok egy részét célszerű megsemmisíteni, felhasítani, így csak az iszap egy részét külön reaktortérben javasolják roncsolni. Ez a kezelés azonban a technológiában több helyen is beiktatható (**57. ábra**). A szabaddá tett, részben kémiailag is oxidált sejtközi állomány azután számottevő iszapfázis csökkentést eredményezve újra hasznosul.

Az ózon adagolását az ipari gyakorlatban azonban ma már nem csak a mellékágon, hanem a főágon is végzik többféle reaktorkialakításnál és ózon beviteli megoldással (finombuborékos, ciklikus ózon bevitel, airlift reaktor, stb.). A főágon ilyen körülmények között sem rontja az ozonizálás a tisztítás határfokát, az iszap ülepedését pedig javítja (Yan et al., 2009; Chu et al, 2009).

Az ozonizálás ma már számos szennyvíztisztítóban gyakorlat, különösen a területiánnyal küszködő Japánban. Hozzájárul ehhez Japán műszaki fejlettsége, ózon termelésében elért eredményei (Chu et al, 2009). Az ozonizálással elvileg ugyan teljesen ki lehet küszöbölni az iszaptermelést, mégis célszerű azt valamilyen minimumon stabilizálni. Ultraszűrő membránnal történő iszapvisszatartás esetén a túlzott mértékű iszaproncsolás kedvezőtlen szűrhetőséget, vagy gyakori szűrő eltömődést is eredményezhet. Az ózonnal történő sejtlízisnek az előnyei mellett jelenleg még nagy hátránya az ózon jelentős előállítási költsége. Mivel ez is

kapacitásfüggő, az anaerob iszaprothasztáshoz hasonlóan behatárolható egy üzemméret, amelynél az ózon használata már gazdaságos lehet. Ez ma már lényegesen kisebb, mint az anaerob iszaprothasztás minimális kapacitása (Chu et al, 2009).



57. ábra Ózon / ultrahangos kezelés beépítése az eleveniszapos tisztításba, iszaprothasztásba

Vegyszerekkel és hőhatással történő sejtlízis

A biológiai szennyvíztisztítási folyamatok érzékenyek a hőmérsékletre. 8 °C körül 10-20 %-al nagyobb az iszaphozam egy eleveniszapos rendszerben, mint 20 fokon. Ennek az alapvető oka a kisebb hőmérsékleten lassúbb hidrolízis. Ha az eleveniszapos medencébe recirkuláltatott iszap egy részét három órán át 90 °C hőmérsékleten tartották, mintegy 60 % iszaphozam csökkenés volt elérhető az eleveniszapos rendszerben. A hőkezelést azonban vegyszeres, esetleg enzimikus kezeléssel is kombinálhatják azt iszaphozam csökkentése érdekében (Yu et al., 2008). Ezt mellékáramban végezve egy eleveniszapos rendszerben annak 37 %-kal csökkent az iszaphozama. A vegyszeresen gyorsított lízisnek azonban nagy hátránya, hogy a kezelt iszap pH-ját a főág zavartalan működése érdekében vissza kell állítani. A savas és lúgos hatású vegyszerek felhasználásakor a berendezések anyagminőség igénye jelentősen növeli a megoldás költségét. Emellett a lúgos hidrolízis jelentős szag keletkezésével is jár, ami a gáztisztítás vonalán jelent további feladatot.

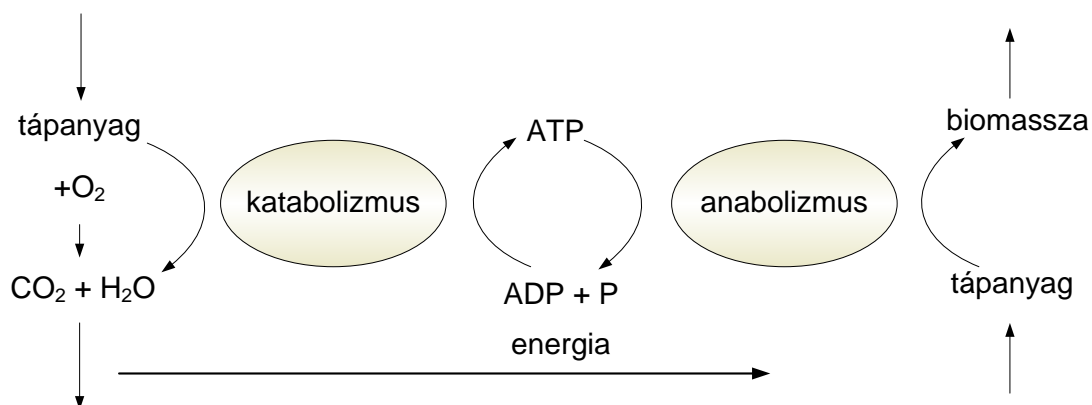
Ultrahangos sejtlízis vegyszeres kezelése, és membránszeparációval kombinálva

Az előző megoldásoknál lényegesen egyszerűbben kivitelezhető a sejtek ultrahanggal történő roncsolása. Az ultrahangos kezelés ugyanakkor a nagyobb iszapkoncentrációknál sokkal eredményesebb. Ez megfelelő iszapüleptetés (iszaprecirkulációs ág), iszapsűrítés, vagy membrán szeparáció beiktatásával biztosítható. Mivel a szekunder iszap gravitációsan alig sűrítendő, praktikus megoldás az iszap membrán-szeparációja, ahol 15-20 g/l iszapkoncentráció is könnyen elérhető a kezelés érdekében utóüleptetés nélkül is. További előnye ennek a megoldásnak, hogy ilyenkor ugyanekkora iszapkoncentráció a levegőztető medencében is fenntartható, ami növeli az elérhető iszapkört, illetőleg a tisztító térfogati teljesítményét.

A membrán bioreaktorokkal a fokozott iszapvisszatartás eredményeként a teljes biológiai oxidáció fele mozdul el a tisztítás, melyről egyébként is köztudott, hogy minimális az iszapfhozama a nagy iszapkor és iszapstabilizáció eredményeként (Salsabil et al., 2009; 2010). Az ultraszűrős iszapszeparációt, illetőleg MBR technikát ugyanakkor a már korábban bemutatott ózonos, hidrogénperoxidos, vagy akár a termikus, enzimes iszapkezeléssel is kombinálni lehet. Ezek közül több megvalósításra került már üzemi körülmények között is (Chu et al, 2009). További lehetőséget ad az iszapfhozam csökkentésére, ha az eleveniszapos, vagy MBR rendszerekben valamilyen módon (esetleg tiszta oxigén hasznosításával) megnövelik a folyadékfázis oxigénkoncentrációját. Ez a megoldás mind kis, mind nagyterhelésű rendszerek esetében eredményesnek bizonyult, bár számottevően megnövelte az oxigénellátás költségét is. Az iszaplízist alkalmazó megoldásoknál a sejtfelhasítás eredményességéből többnyire megítélhető annak a várható hatása. Az eredmény azonban nem csak a biomassza oldott formába kerülő KOI hányadától függ, hanem annak a biológiai bonthatóságától is. A normál hőmérsékleteken működő eleveniszapos rendszerekben eddig a termikus és termo-kémiai sejtlízis a számos ipari próbálkozás ellenére (Posteus, Zimpro, Synox, Protox, Krepro) sem került komolyabban ipari alkalmazásra, eltérően a mezofil iszaprothasztást megelőző ilyen, termofil hidrolízistől. Velük szemben az ózonos kezeléssel történő sejtlízist a lakossági és ipari szennyvizek tisztításánál is széles körben alkalmazzák, folyamatosan optimalizálva a kezelés módját, a gázfázisba kerülő ózon kezelését, valamint csökkentve a kezelés anyagköltségét (Dytczak - Oleszkiewicz, 2008; Nagare et al., 2008; Chu et al, 2009). Különösen kedvezőnek tűnik az ózonos kezelés és az MBR technika együttes alkalmazása.

A fenntartásra fordítandó energiafelhasználás maximalizálása

A szennyvíz szerves anyagainak oxidációját és immobilizálását végző baktériumok bonyolult metabolizmussal működnek. A katabolizmus csökkenti a szerves szennyezőanyagok (tápanyag) molekulaméretét, összetettségét, lehetővé téve, hogy a sejtmembránon keresztül a sejt belsejébe juthassanak (tápanyagtranszport). Az sejtbe így bejutó szerves anyag egy része ott széndioxidá alakul, miközben az energia egy része adenzin-trifoszfát –ATP- formájában tárolódik. Az energiaátvitelt az elektron donor szerves szén és az elektronakceptor oxigén (O₂) közötti elektrontranszport generálja. Ennek az energiának egy része a sejtanyag megújítására, fenntartására, a tápanyag sejtmembránon történő bejuttatására, belső anyagmozgatására, valamint a tápanyag megszerzésre is irányuló mozgására fordítódik. Ez az energiarész az úgynevezett fenntartás energiaigénye. Más részével az anabolikus folyamatok során új sejtanyagot építenek fel, biztosítva a természetes sejtelhalás mellett a sejtek növekedését, szaporodását. Az energiaátvivő a két folyamat között a már említett ATP (58. ábra).



58. ábra Energiaátvitel a szerves anyag oxidációja és az asszimilációja között

A szerves anyagok lebomlása és egyidejű felépülése a sebesség meghatározó oxigénfogyasztással (respirációval) kapcsolódik össze (Grady at al., 1999). Ez az oxidáció, mint már említésre került, lehet a kívülről érkező tápanyag, valamint az elhalt sejtek (szerves anyagának) többi, élő mikroorganizmus által történő biológiai oxidációja is széndioxiddá és vízzé. A fenntartásra fordított energia (eloxidált szerves anyag mennyiség) az asszimiláció, vagy szerves anyag termelés tekintetében anyagvesztés, ami az iszaphozam csökkenését eredményezi, de elengedhetetlen a fenntartás és asszimiláció energiaigényének a biztosításához (Grady at al., 1999).

Abban az esetben, ha a két egymással egyensúlyban levő folyamat valamiképpen megsérül, tehát a keletkező energia nem az anabolizmusra használdik fel, a sejtszaporodás akkor is lecsökken, az iszapprodukciónak mérséklődik. Ez a két folyamat egyensúlyának megbomlása (uncoupling) A két folyamat ilyen elválása, s a keletkező energia disszipációja figyelhető meg bizonyos toxikus szerves anyagok, toxikus nehézfémek, túlzott mennyiségű energiaforrás jelenléte (túlzott tápanyagellátás), kedvezőtlen hőmérséklet, illetőleg nitrogén- és foszfortápanyag limitáció esetén (Liu–Tay, 2001; Roxburgh et al., 2006). Ez ugyanakkor nem befolyásolja lényegesen a szerves anyag vizes fázisból történő eltávolításának a mértékét.

Sejtanyag asszimiláció csökkentése toxikus vegyszerekkel

Ilyen jelenséget tapasztaltak számos protonofor hatású szerves anyagnál, melyek az energiaátvitelt biztosító protonokat a sejt citoplazmájának a membránján átvive energiadisszipációt eredményeznek. Napjainkig sok anyag ilyen hatását bizonyították. Ilyenek a 2,4 dinitro-fenol, a para-nitrofenol, a pentaklór-fenol, s a 3,3',4',5 tetraklór-szalicilanilid (Wei et al, 2003, Perez-Elvira et al, 2006). Közülük először a 2,4 dinitro-fenolnál tapasztalták ezt a hatást mintegy fél évszázada. A tapasztalatok alapján ilyen vegyszerekkel jelentős iszaphozam csökkenés érhető el az aerob tisztításnál, de esetenként csak meglehetősen hosszú adaptáció után. A para-nitrofenol azonban az iszap ülepedését rontotta, feltehetően az iszap predátor szervezeteinek a lemérgezésével.

A szappanok, öblítőszer, shampoook formulázásánál is felhasznált tetraklór-szalicilanilidet már egy évtizede a gyakorlatban is szóba jöhető sejtasszimiláció-gátló hatóanyagként találták. Az újabb vizsgálatok szerint is ennek van legkisebb dózisonál a legerősebb hatása (Ye – Li, 2005). Mind szakaszos, mind folyamatos betáplálású eleveniszapos rendszerekben is használható. Már 0,8 - 1,0 mg/l koncentrációban is 40 % iszaphozam csökkenést eredményez, miközben a „KOI eltávolítást” egyáltalán nem befolyásolja. Sajnos a fenti vegyszerek iszaphozam csökkentő hatásán túl kevésbé pontosított azok eseteleges negatív hatása, például a nitrogén és foszfor eltávolításra. Nem kellően tisztázott az iszapban történő lebomlásuk, s a közben okozható környezetre káros rövid és hosszú távú hatásaikra. Még az iszap ülepedhetőségére, vízteleníthetőségére gyakorolt hatás vonatkozásában is igaz ez, a döntően kis térfogatokban végzett laboratóriumi vizsgálatok miatt. Gyakorlati felhasználásuk éppen a fentiek miatt jelenleg még meglehetősen távolinak tűnik.

Nagy relatív tápanyag-ellátottság biztosítása

Régi megfigyelés, hogy az eleveniszapos szennyvíztisztításnál talán a legfontosabb tényező az iszap relatív tápanyag-ellátottsága. Bőséges tápanyagkínálatnál, az aerob tisztításnál a fajlagos iszaphozam jelentősen csökken (Chudoba et al., 1992). Valamiképpen tehát ilyenkor is jelentkezik a szerves anyag lebontás és sejtanyag felépítés egyensúlyának a megbomlása. Erre kétféle magyarázat is született. Egyik a kálium-ion vesztesége által okozott energia disszipáció a citoplazma membránon keresztül, másik egy alternatív metabolizmus választása a mikroorganizmusok részéről (metil-glioxálon keresztüli átalakulási út), amely hasonlóképpen energiavesztést eredményez. Nagy tápanyag-ellátottság (>5 g KOI/g MLSSd) esetén alakulhat ki az eleveniszapnál az ilyen energia-disszipáció, amely jelentős asszimiláció-

csökkenést eredményez. A lakossági szennyvizek tisztításánál a szennyvíziszap relatív tápanyagellátása ennek rendszerint a huszadát sem éri el, mert csak akkor biztosítható a megkívánt mértékig a szerves anyag eltávolítással szimultán a nitrogén és foszfor eltávolítása is az ilyen rendszerekben. Ennek megfelelően a gyakorlatban az ilyen iszaphozam csökkentés csak a koncentrált ipari szennyvizek többlépcsős tisztításának az első lépcsőjében alkalmazható.

Kis relatív tápanyag ellátottság

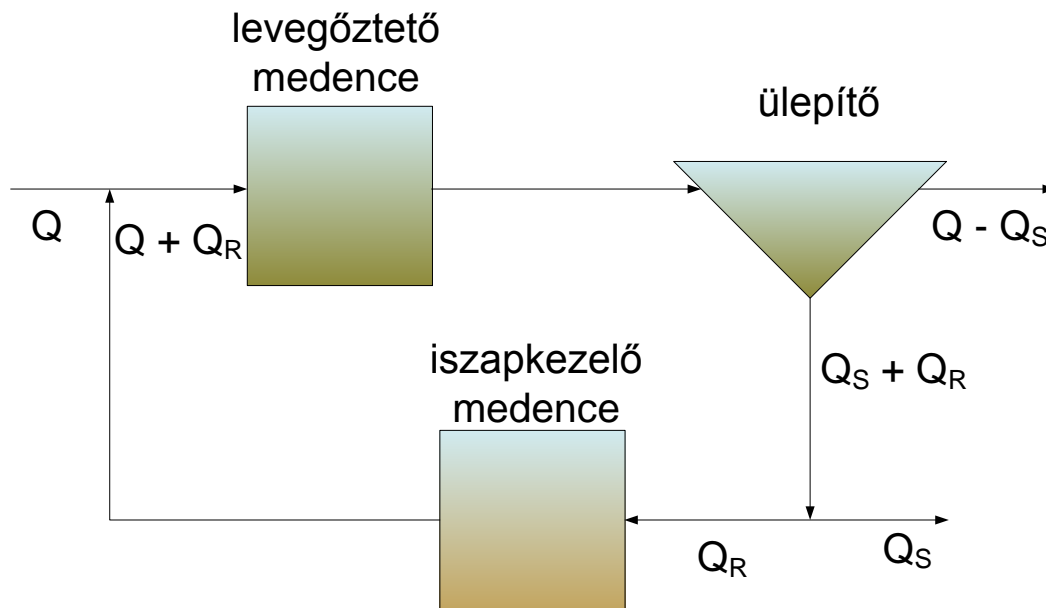
A fajlagos iszaptermelés csökkentése legegyszerűbben kis tápanyag ellátással biztosítható, hiszen ekkor a fokozott sejtlízis és tápanyaghiány törvényszerűen kis iszaphozamot kell eredményezzen (teljes oxidáció). A kis tápanyag ellátottság azonban az eleveniszapos rendszerekben nem egyértelmű előny. Iszapduzzadást eredményezhet. Ugyanakkor ott az iszapkoncentrációt ugyanis az utóülepítés lehetőségei határozzák meg. A fajlagos beruházási költségek tehát jelentősen nőnek a nagy fajlagos reaktortérfogat igény miatt. Az iszapkor egyszerűbb növelésére elvileg az iszap membrán szeparációja ad lehetőséget. Ez mintegy 4-5-szörösére növelheti az iszapkoncentrációt, s annak megfelelően az iszapkort is. Ez speciális lebegőanyag és részben oldott anyag visszatartást eredményez, amiért hatása nagyon összetett. Ráadásul lehetőséget ad más módszerek, mint az ultrahangos kezelés, ózonozás, stb. közvetlen alkalmazására is, ezért ez a megoldás már korábban is említésre került, de később is vissza kell még térni arra.

Érdekes lehetőségéről adott hírt az iszapkoncentráció növelése, s vele az iszapterhelés csökkentése vonatkozásában egy olasz kutatócsoport. Az aerob iszapgranulációt, mint lehetőséget felhasználva speciális biofilm hordozót, mint szűrőanyagot kombinálva azzal SBR elven működtetett aerob rendszerben (Iaconi et al., 2010) mintegy 120 napos iszapkort értek el 2,5 kg KOI/m³d térfogati terhelés mellett. Ehhez a reaktorukban 25-40 gVSS/m³-re tudták az iszapkoncentrációt növelni. Mindezek eredményeként félüzemi berendezésükben a fajlagos iszaphozam a lakossági szennyvíz tisztításakor 0,12-0,14 kg TSS/kg eltávolított KOI értékre csökkent. Eközben a tisztító 80 %-os KOI és nitrogéntartalom csökkentést biztosított. A foszfor eltávolítás hatásfoka nyilván jelentősen romlott az iszaphozam csökkenése miatt, erről azonban a közlemény nem tett említést.

Az iszap egyéb lízist eredményező kezelése ugyanakkor a granulált iszappal nem jöhet szóba, ezért a megoldás nehezen kombinálható egyéb módszerekkel. A jelentős beruházási költség, s az üzemeltetés fokozott szabályozás igénye is igencsak gátolja a gyakorlati elterjedését, hiszen maga az aerob granulált iszapos technológiai is ugyanezen okokból alig terjed a gyakorlatban.

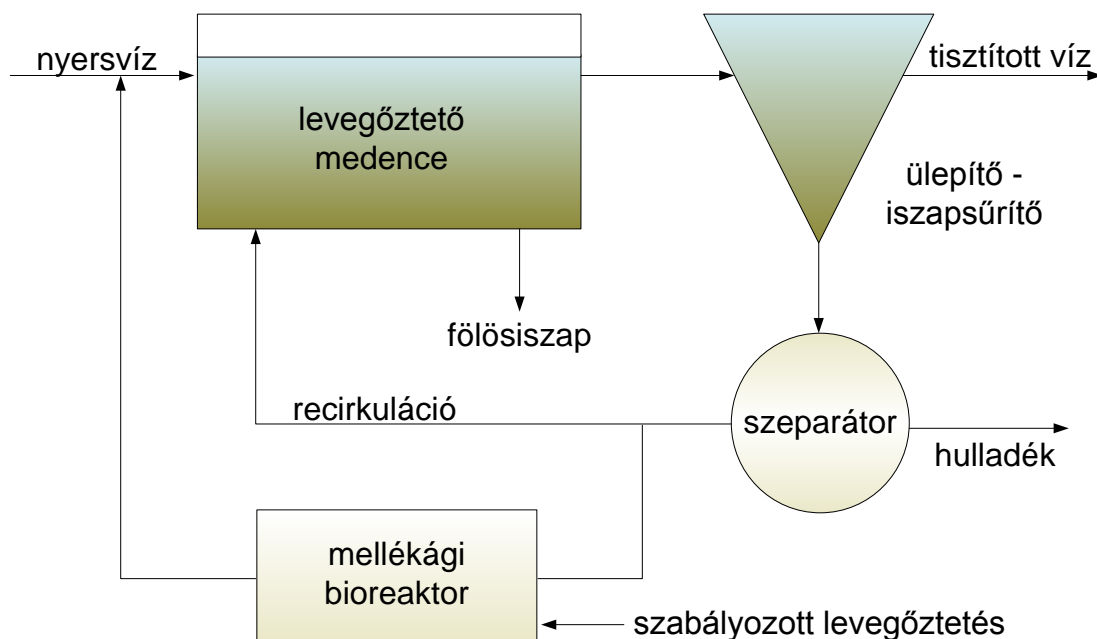
Oxikus és anaerob környezet váltogatása (OSA és Cannibal eljárás)

Az aerob és anaerob környezet váltogatása a kizárólagosan aerob mikroorganizmusoknál erőteljesebb, a fakultatív aeroboknál valamivel kisebb mértékű sejtlízist eredményez (Yu et al., 2006). Végtelen hosszú ciklusidővel ez a megoldás csaknem az aerob szennyvíztisztítás, majd anaerob iszaprothasztás kombinációja. Rövidebb ciklusidők esetén meghatározó lehet a különböző környezetben eltöltött idő, a részáramban, vagy teljes áramban történő ciklizálás, valamint az anaerob kezelést megelőző iszapülepítés, vagy annak az elhagyása. Először a múlt század kilencvenes éveinek elején vizsgálták az anaerob hidrolízis beiktatásának lehetőségét és iszaphozam csökkentő hatását (Chudoba et al., 1992). Az iszapülepítést követő anaerob kezelés beiktatása nélkül ekkor 0,28 - 0,47 g SS/ g KOI , míg annak a beiktatásakor 0,13 - 0,29 g SS/ g KOI fajlagos iszaphozamot mértek. A technológiát a kezelés műveletsora (oxikus/ülepítés/anaerob) angol megfelelőjének a kezdőbetűiről nevezték el (OSA) (59. ábra)



59. ábra Az anaerob iszapkezelő medencés OSA rendszer kialakítása (Chudoba et al., 1992)

Ezzel csaknem azonosnak tekinthető a Cannibal eljárás is, azzal az apró változtatással, hogy az ülepített iszapot előbb szűrik, majd megosztják az anaerob és oxikus medencetér között (Goel – Noguera, 2006). Az anaerob medence itt nem is igazán anaerob, mert abban gondosan szabályozott levegőztetés történik igen kis oxigénkoncentráció tartásával. Ebből a térrészből adott tartózkodási idő után a „kiéheztetett” szennyvíziszap visszakerül az eleveniszapos tisztítás főágára, ahova a nyersvíz bevezetése is történik (60. ábra)



60. ábra Cannibal eljárás folyamatábrája (Goel – Noguera, 2006)

A főág egyébként akár folyamatos betáplálású A/O, vagy A2/O kialakítású, vagy SBR megoldású is lehet minkét megoldásnál. Az iszap szeparációja az OSA esetében gyakran ultraszűrővel történik. Ekkor az SBR üzemmódot nem alkalmazzák. A Cannibal megoldásnál nincs ultraszűrés, helyette az ülepített iszap recirkulációs ágában van mechanikus szűrés, amelynek a részletei a közleményekben azonban nem pontosítottak.

Fontosnak bizonyult az OSA megoldásnál az anaerob medencében kialakuló, vagy fenntartott oxidációs-redukációs potenciál (ORP). Ha az ORP csak +100mV körüli volt az iszaphidrolizáló egységben, az iszaphozam csökkenés csak 36 % lett, míg -250 mV esetén 58 %. Az OSA megoldásnál egyidejűleg a KOI eltávolítás és az iszap ülepedése is javult a tisztításnál. Az iszapcsökkenést egyébként itt is a szerves anyag anaerob környezetben történő lebontásának az energia (ATP) vesztesével magyarázták, melyet azután az iszapnak a levegőztető medencében előbb fel kell tölteni a szerves anyag asszimilációjához és szaporodáshoz, miközben potenciális tápanyagot, energiaforrást veszít az ahhoz elvileg rendelkezésre álló készletből (friss és endogén tápanyag).

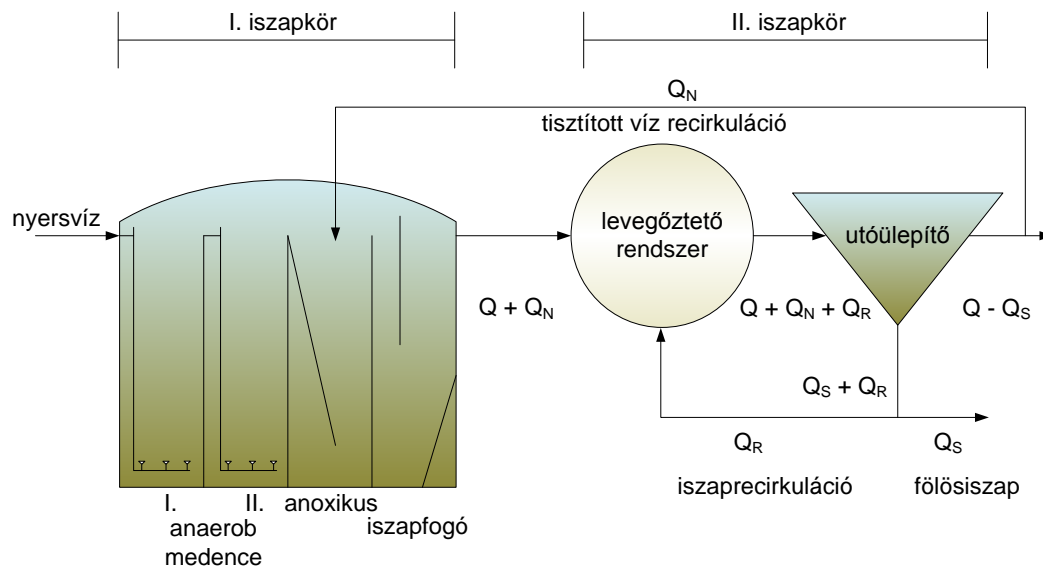
A vizsgálatok alapján a sejtelhalás anaerob környezetben bekövetkező felgyorsulása az iszaphozam csökkenésének meghatározója (Girardo et al., 2007), amit természetesen egy ultrahangos előkezeléssel még tovább gyorsíthatnak. Az OSA esetében is meghatározó az iszap tartózkodási ideje az anaerob reaktorban (térfogatórámban a nyersvíznek mintegy huszada, iszapkorban azonban az oxikussal megegyező). Ugyanígy van ez a Cannibal eljárásnál is. Mindegyik esetében 15-20 nap körüli iszapkor bizonyult az optimálisnak. Ez az ilyen eljárásoknál így jelentős többlet anaerob, vagy szabályozottan levegőztetett iszapoxidációs teret jelent.

A korábban említett ATEV üzemi A/O típusú szennyvíztisztító rendszere is elvileg szinte azonosítható az OSA, vagy akár a Cannibal eljárással is, annyi eltéréssel, hogy abban hiányzik az ülepítéssel, vagy membránnal történő iszapsűrítés, s az iszapkor is valamivel rövidebb az anoxikus térben, mint az OSA anaerob terében. Itt viszont a tápanyag igen jó bonthatósága eredményeként az anoxikus térrészben az ORP folyamatosan az OSA esetére javasolt érték alatt van (-300 mV körüli). A levegőztetett iszapos térben az oxigénkoncentráció 3-4 mg/l között szabályozott, míg az iszapkoncentrációt a teljes rendszerben 7-8 mg/l között tartják. A fajlagos iszaphozam itt a már említett 0,1-0,13 g MLSS/g BOI5, vagy 0,06-0,08 g MLSS/g KOI. Ez a minimális iszaphozam a már említett hatásokon túl azzal is magyarázható, hogy a szennyvíziszap döntően élő mikroorganizmusokból és elhalt változataik sejtfalanyagából áll, így az iszap alig tartalmaz rostos részeket, cellulózt, hemicellulózt. Lebomlása és újrahasznosulása tehát sokkal nagyobb mértékű, mint a lakossági szennyvizek ilyen anyagokat nagyobb részarányban tartalmazó iszapjáié.

Anaerob előkezelés szeparált iszappal

Ez a megoldás jól ismert olyan koncentrált és jól bontható szennyvizek esetében, amelyeknél a szeparált anaerob előkezelés a szennyezőanyag energetikai hasznosítását, illetőleg az anaerob előkezelés révén a tisztítás energiaköltségének a minimalizálását szolgálja. Ezek elterjedéséhez az anaerob folyamatoknál keletkező iszap tömörítésének a kidolgozása adta meg az indító lökést. Előbb a lebegő iszapréteges, majd a granulált iszapos előrohasztás terjedt el erre széles körben. Az így előtisztított szennyvizet azonban eleveniszapos utótisztítással kell nitrogén és foszformentesíteni, illetőleg az anaerob úton nem bontható szerves anyagaitól megszabadítani. Az ilyen megoldások ezért szükségszerűen két iszapkörösök. Az iszaphozam csökkenését nem az oxikus, hanem az anaerob előtisztítás eredményezi, ezért ezek meghatározóan anaerob tisztításoknak tekinthetők.

A kisebb lakossági szennyvíztisztítók részére olasz kutatók megpróbálták adaptálni ugyanezt a technológiai kombinációt kevésbé költséges kiépítésű anaerob előtisztító résszel és egyszerűnek tűnő aerob utótisztítással (Garuti et al., 1992). Természetesen ugyanolyan két iszapkörös rendszerként kiépítve, mint amilyenek az intenzív anaerob szennyvíztisztítók is. Nem granulált anaerob iszapot használtak, hanem két egymást követő medencében történő lebegő iszapfüggönyös iszapvisszatartást (**61. ábra**).

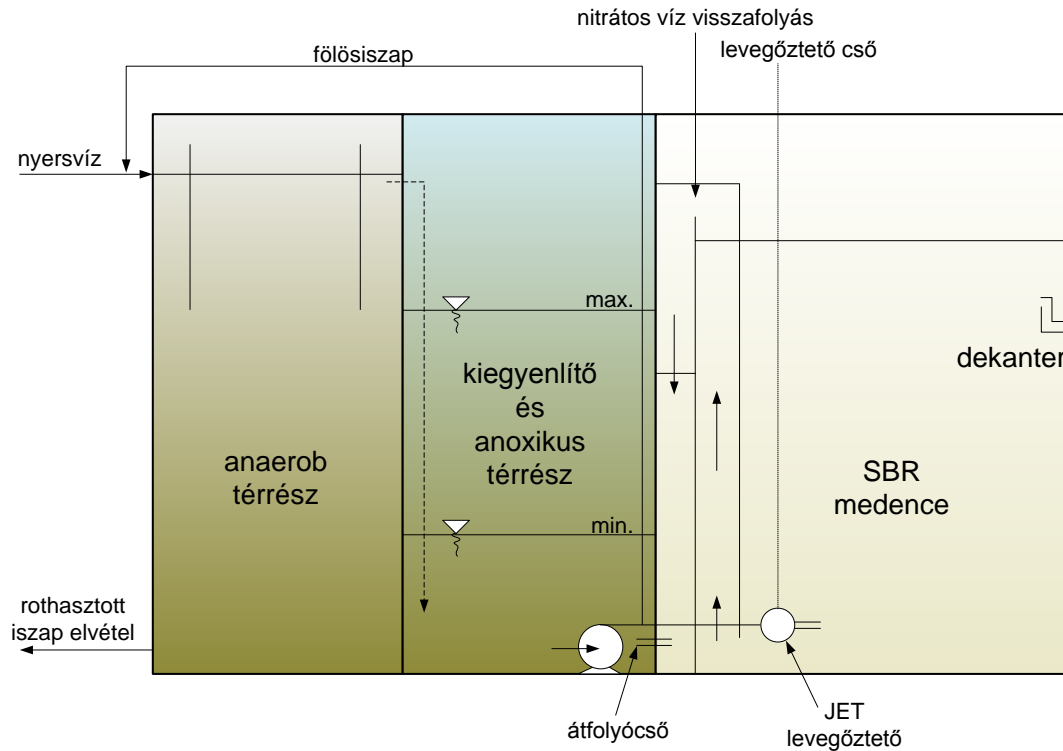


61. ábra Anaerob / anoxikus / oxikus tisztítás két iszapkörrel (ANANOX) (Garuti et al., 1992)

Az anaerob medencesorról kimosódó kevés iszap az őket követő hasonló kialakítású anoxikus medencébe jut, majd onnan kerül vissza az első anaerob medencetérbe. Ez az iszapkör tehát részben anoxikus is. A második iszapkör ezzel szemben teljesen oxikus, s gyakorlatilag ennek a fölösiszap hozama jelenteti a tisztítás iszaptermelését, ami értelemszerűen minimális kell legyen. Az első iszapkör anoxikus terében a második iszapkör ülepített elfolyó vize biztosítja a nitrát-ellátást, amiért is igen nagy tisztított víz visszaforgatás szükséges a jó nitrogéneltávolításhoz. Ehhez az aerob iszapkör ülepítőjét is sokszorosan túl kellene méretezni, ami a beruházási költségeket jelentősen megnövelné.

A félüzemi méretben kiépített ilyen üzem 89 %-os KOI és lebegőanyag eltávolítást biztosított, míg a nitrogéneltávolítása 81 %-osnak bizonyult. Ez a kisebb kapacitású (<10000 LE) szennyvíztisztítóknál ki is elégítheti az igényeket, hacsak nem különösen védett, vagy időszakos vízfolyás a befogadó. Az ilyen technológiai kombinációval 0,2 kg TS/kg eltávolított KOI fajlagos iszaphozam adódott, miközben 0,103 m³/kg eltávolított KOI metántermelés is jelentkezett a gyakorlatilag döntően anaerobnak tekinthető előtisztításnál. Ilyen üzemek építéséről azonban az utóbbi évtizedben nem történt említés a közleményekben.

Hasonló elvű tisztítást valósít meg az ISAM technológia is, melyet a 62. ábra mutat be (Janssen et al., 2002). Elvileg itt is szeparált az anaerob és az anoxikus-aerob iszapkör, de az utóbbi fölösiszapja visszakerül az anaerob első lépcsőre az iszap anaerob rothasztása céljából. Ezt a megoldást is kisebb üzemek részére ajánlották, de kevés ipari megvalósításáról érhetők el adatszerűségek, így az elterjedtsége is nehezen ítélni meg. Ez a levegőztetést (jet-aeration) és a belső iszaprecirkulációt, valamint az anoxikus tér keverését is elég sajátosan oldja meg, de elvileg attól még az anoxikus tere hagyományosnak tekinthető. Az anaerob iszapköre egyáltalán nem szabályozott, a nyersvíz szerves anyag egy részének és a fölösiszapnak a hidrolízisére, kismértékű fermentációjára szolgál. Iszaphozama a tapasztalatok alapján fajlagosan igen kicsinek bizonyult a nagy anaerob iszap tartózkodási idő eredményeként.

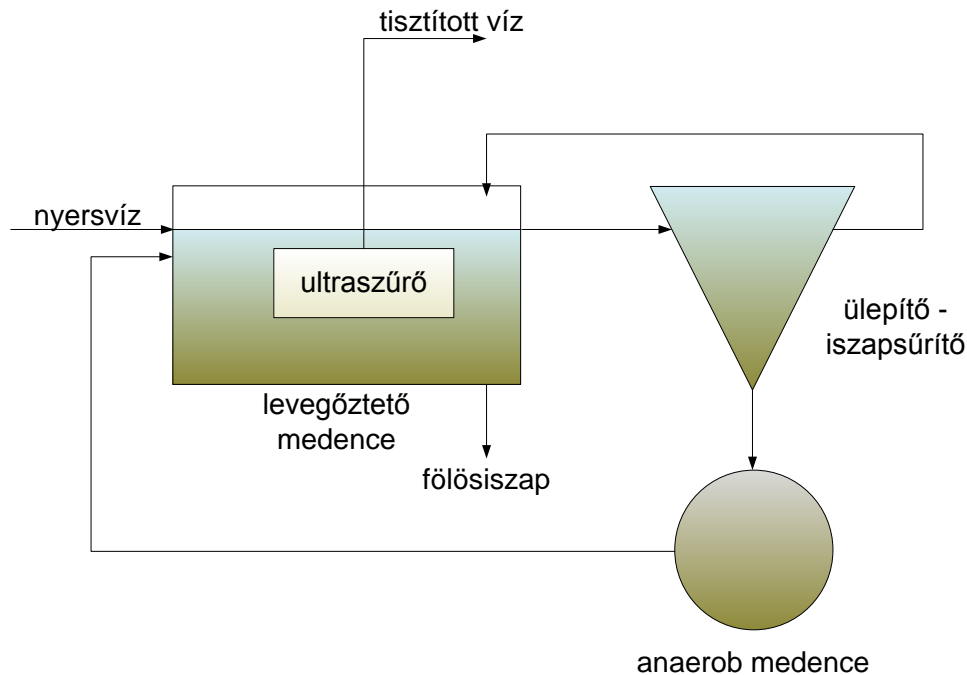


62. ábra Az ISAM technológiai kiépítése (Janssen et al., 2002)

Ez a megoldás nagyon hasonlít az igazán kis méretű házi szennyvíztisztítók esetén is gyakran alkalmazott előrothasztáshoz. Az anaerob iszaphidrolízis révén igen hatásos a keletkező fölösizap előrothasztásával az iszaphozam minimalizálására. A kis szennyvíztisztítók esetében az anaerob térnek a vízhozam kiegyenlítő szerepe is jelentős, abban a nyersvíz HRT-je egy-három napos is lehet.

Ultraszűrős iszapvisszatartással üzemelő reaktorok

Az ilyen iszapvisszatartás, lehetővé teszi a nagyobb iszapkoncentráció és iszapkor tartását az eleveniszapos rendszerben, miközben maga a levegőztetés is lehet időben, vagy térben ciklizált. Ez hosszabb anaerob iszaphidrolízist is biztosíthat, amikor a rendszerkialakítás annak megfelelő oxikus és anaerob környezetet biztosít akár az OSA megoldás elveinek megfelelően (63. ábra). Az iszap ultraszűrőssel történő szeparációja esetén azonban a biomasza mikrobiális összetétele is jelentős módosul. A keletkező iszap széteső, látszólag szerkezet nélküli, igen sok elhalt sejtfalanyagot tartalmaz, iszapindexe viszkozitása nagy, ülepedése gyenge, vízteleníthetősége rossz, így a membrános fázisszétválasztás szinte szükségszerű is. Ekkor az oldottnak tekinthető finom kolloid szerves anyag egy része, s a szabadon úszó baktériumok is eltávolításra kerülnek a vízből, ami a KOI 10-20 mg/l közé történő csökkentését eredményezi. Az ultraszűrős eleveniszapos megoldásoknál az iszapkorral egyértelműen csökken a tisztítás iszaphozama, de nem változik a szűrt víz tisztasága. A nitrifikáció sem romlik az iszapkorral. Egyértelműen bizonyítást nyert, hogy a predációnak az ilyen tisztításnál nem volt lényeges hatása. Protozoák és metazoák gyakorlatilag hiányoztak az iszaphiból, amit viszont nem lehetett megmagyarázni. Megfelelően kis relatív iszapterhelésnél gyakorlatilag fölösizap termelése nélkül lehetett üzemelni az MBR tisztítással (Rosenberger et al., 2002).



63. ábra MBR rendszer OSA kiépítésben (Young, et al., 2007)

Bár a Membrános biológiai reaktoroknak (MBR) az iszaptermelés nélküli üzemeltetése ígéretesnek tűnt, azok levegőztetése költségesebb, mint a hagyományos eleveniszapos medencéké, s a már említett rossz iszapvízteleníthetőség és a szűrőmembrán gyakori eltömítése is olyan költségtöbblet, ami lehetlenné velük a teljes iszapmegsemmisítést. Mérséklet iszapterhelés mellett, optimális iszapkoncentráció (15-20 g/l) tartásával az iszaphozam azonban jelentősen csökkenthető esetükben. A legutóbbi japán tapasztalatok szerint 30-50 mg/g iszap szárazanyag ózondózis esetén ilyen kiépítésben az iszaptermelés teljesen megszüntethető, miközben az ózon és a membránmodul-cserék költsége megegyező az iszapfeldolgozás költségével (Chu et al., 2009).

A szaporodó baktériumok felemészítése protozoákkal metazoákkal, gilisztákkal

Az eleveniszapos szennyvíztisztításnál szükségszerűen mesterséges ökoszisztéma alakul ki, miközben a rendszer ideális környezet számos, a baktériumoknál nagyobb, magasabb rendű szervezet életterének. Az iszaptermelés ennek megfelelően az eleveniszapos tisztításnál protozoák és metazoák elszaporításával is csökkenthető, melyek a baktériumokkal táplálkoznak, miközben a bakteriális lebontást, szerves anyag eltávolítást nem zavarják számottevően. A táplálkozási láncban a magasabb szintre történő anyagátvitel a felsőbb szintek gyengébb tápanyag konverziója miatt energiaveszteség, s vele iszaphozam csökkenés. Az eleveniszapban a baktériumokat „legelésző” fauna elsősorban a fenti két csoport tagjaiból áll. Az eleveniszap 1 %-nál kisebb hányadát teszik azonban csak ki szárazanyagban a protozoák, s azoknak mintegy 70 %-át a sziliátok. A protozoák négy fő csoportba tartoznak: sziliátok (szabadon úszók), flagellátok, amőbák és heliozoák. A metazoák általában rotiferák és nematodák (Eikelboom, 2000).

Köztudott, hogy a protozoák és a metazoák a szabadon úszó baktériumok fogyasztásával a víz zavarosságát csökkentik, tisztaságát javítják. Régebben jelenlétüket a tisztítás jóságának indikációjaként is értelmezték. Napjainkban számos kutató fontosabbnak ítéli ezeknek a szervezeteknek az iszapcsökkentő szerepét. Ugyan az iszaphozamot akár 20-40 %-al is csökkenthetik, hatásos elszaporításuk csak két iszapkörös (kétlépcsős) eleveniszapos, illetőleg ultraszűrő membrános eleveniszapos rendszerekben látszik realizálhatónak (Eikelboom, 2000).

Az ilyen szervezetek ugyanis igen kis szájmérettel és emésztőcsővel rendelkeznek, s az iszapelyhek ezért alig képezhetik tápanyagukat. Jobbak azonban részükre a táplálkozási lehetőségek az MBR rendszerek szerkezet nélküli, flokkulációra gyengébben hajlamos iszapjánál, különösen akkor, ha azt ultrahanggal is tovább aprítják. A metazoák elszaporodása esetén a szűrőmembrán eltömődése is kevésbé jelentkezett (Luxmy et al., 2001). Elvileg a két iszapos rendszerek is kedvezőek lehetnének, azonban a nagy iszapkor, s ezzel a beruházásigényük növekedése alkalmazásukat eddig kizárta.

A giliszták a legnagyobb szervezetek, melyek tevékenysége az eleveniszapban számottevő lehet. Ezeknek talán nagyobb jelentőségük is lehet az iszapemésztés gyakorlatában, mint a protozoáknak és metazoáknak. A leggyakrabban jelentkező giliszták az eleveniszapban a Naididae, Aerosomatidae, és Tubificadea. Az első kettő a szabadon úszó giliszták csoportjába tartozik. A Tubificadea szuszpenzióban kevésbé szaporodik, a medencefenék iszapjában azonban előszeretettel. Ezek a giliszták a kis, vagy közepes terhelésű szűrőágyakat kedvelik ($<0,2 \text{ kg BOI}_5/\text{m}^3\text{d}$). Eleveniszapban még ennek is csak a fele terhelésig érzik jól magukat (Eikelboom, 2000). Jelentős elszaporodásuk az eleveniszapban kisebb iszapindexet, kisebb levegőztetés igényt, kisebb iszaphozamot (25-50 %) eredményezett. A membrán és membrán nélküli eleveniszapos rendszerekben hatásuk ellentmondásos, ami környezetigényük ismeretének a hiányát bizonyítja. Feltehetően az aktuális domináns fajok is jelentősen eltérnek a gravitációs iszapülepítő és a membrán iszapszeparáció esetén. Azt viszont bizonyították, hogy anaerob, vagy igen rosszul levegőztetett környezetben öt napig is képesek életben maradni (Mattson et al., 2008).

A robbanásszerű giliszta elszaporodás esetén az eleveniszapos rendszerekben az iszapindex 60 ml/g értékre, a fajlagos iszaphozam pedig $0,17 \text{ kg SS/kg}$ eltávolított KOI értékre csökkent (Wei et al., 2003). A nitrifikációt mindez nem zavarta, a foszfor eltávolítás viszont az iszaphozammal együtt lényegesen csökkent. Legfőbb gondot jelenleg azonban a giliszták szaporodásának az instabilitása jelenti. Ma már ismeretes, hogy $2,5 \text{ mg/l}$ DO koncentráció alatt a giliszták szaporodása erősen csökken, s igazán a 8 mg/l körüli oxigénkoncentrációt kedvelik (77 % iszaphozam csökkentés). Ekkor azonban csupán 15-20 % oxigénfogyasztás növekedést eredményeznek. A hőmérséklet $10 \text{ }^\circ\text{C}$ alatt és $25 \text{ }^\circ\text{C}$ fölött eredményezi a giliszták szaporodás és aktivitás csökkenését az eleveniszapos rendszerekben. A giliszták iszaphasznosítása $0,02 \text{ mg N / mg}$ iszap szárazanyag ammónium felszabadítást eredményez. A giliszták a szabad ammóniára rendkívül érzékenyek. A pH megfelelő szabályozásával kell biztosítani, hogy az ne lehessen toxikus a gilisztákra (Hendrickx, et al., 2009).

Összegzésként megállapítható, hogy azoknál a szennyvíztisztítóknál, melyek nem tudnak anaerob iszaprohasztót építeni, fontos feladat lesz a jövőben az iszaphozam csökkentése. Ez részben költségcsökkentést jelenthet, részben hosszabb távon biztosíthatja az adott helyen fenntartható iszapelhelyezést. Az iszapcsökkentés igénye azonban mindig a helyi iszaphasznosítási lehetőségektől függ.

Az ismertetőben bemutatott megoldások közül legnagyobb fejlődés előtt az ultrahangos és ózonos kezeléssel kombinált biológiai módszerek állnak. Az utóbbiak között az OSA és a Cannibál eljárás emelhető ki. Ezek legegyszerűbb változata csupán beruházásigény többletet jelent, miközben mintegy felére, vagy még az alá is csökkentheti a fajlagos iszaphozamot. Úgy tűnik az iszaphozam csökkentésénél ilyenkor az anaerob környezetben bekövetkező sejtelhalásnak és hidrolízisnek van meghatározó szerepe. Az anaerob tér mellett gyorsíthatja ezeket a folyamatokat az ultrahangos, vagy ózonos kezelés is, ezek azonban folyamatos üzemeltetési-költség növekedést eredményeznek. Az iszap membránszeparációja többszörösére növelheti az iszapkoncentrációt, s vele az iszapkört, de egyben még nagyobb beruházási és üzemeltetési költségigényt eredményez. A kombinációk száma láthatóan elég nagy, de a költségigényük hasonlóan. Az igazán kis szennyvíztelepek esetében éppen ezért talán csak a medencetérfogat előülepítő, kiegyenlítő anaerob térrel történő bővítése lehet napjainkban

a fejlesztés iránya. Az ismertetőben erre több példa is bemutatásra került. A közeljövőben kizárt, hogy sor kerülhessen a gyakorlatban olyan toxikus hatású iszapszaporodás csökkentő vegyszerek felhasználására, melyek egyébként igen hatásosak, de hosszabb távú víz- és iszapszennyező hatásaik jelenleg még alig ismertek.

A lakossági szennyvíztisztítás iszaptermelése, hasznosítása és elhelyezése.

A szennyvíziszap víz, valamint változó diszperzitású és alakú szilárd részecskék (lebegő részek) elegye, amely az utóbbiakat szárazanyagban (m_d) mintegy 1-10 % körüli mennyiségben tartalmazza. A szárazanyag tartalom a gélszerű kolloid anyagban szerkezeti viszkozitást, nem Newtoni viselkedést eredményez. A szennyvíziszap lebegő anyagai a korábban leírtaknak megfelelően több forrásból származnak. Részben a csatornarendszereken összegyűjtött szennyvízzel, részben a beszállított szippantott szennyvízzel érkeznek, részben a lakossági szennyvíz oldott részeinek az átalakításából keletkeznek. Az ipari eredetű szennyvíz hozzájárulásból keletkező iszaprész, amely eredhet például a tejüzemek, húsüzemek szennyvizéből vagy a lakosság legkülönbözőbb vegyszerfelhasználásából.

A szennyvíziszap a korábbiaknak megfelelően származhatnak szippantott lakossági szennyvizekből, az egyesített csatornarendszereknél az esővízzel lemosott talajszennyezésekből, a szennyvíztisztító előülepítőjének az iszapjából, valamint a másodlagos tisztítás, vagy biológiai tisztítás utóülepítőjének az iszapjából. Ezen túl a szennyvíztisztítás során a foszfor eltávolítás érdekében alkalmazott vegyszeres kicsapatásnál vas és alumínium tartalmú foszfát, és hidroxid iszapjából, vagy a rothasztóba kénmentesítés céljából adagolt vasszulfid is növeli a mennyiségét.

A szennyvíztisztításnál keletkező iszapok fajlagos mennyiségei

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 m³ iszap keletkezik. Az iszap szárazanyagának jelentősebb részét adó primer iszap a szennyvíztisztítóba érkező szennyvíz előülepítésénél különíthető el. A szűrők és homokfogók nehezebb szennyezéseit a primer és szekunder iszaptót elkülönítve kezelik, ártalommentesítik.

A szennyvíziszap kémiai összetétele, szennyezettsége.

A szennyvíziszap döntő része víz. Ez 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). Az iszap dezintegrációjakor (pl. ultrahanggal), vagy megfelelő kondicionálásakor (hidrolízis nátrium-hidroxiddal), illetőleg stabilizációjánál (aerob termofil baktériumok révén) az iszap tapadóvíz tartalma növekszik, ugyanakkor az iszap vízteleníthetősége javul.

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 szárazanyagra vonatkozó értékeket. Példaképpen az eleveniszapos tisztító utóülepítőjének az iszapja, az úgynevezett szekunder iszap a következő átlagos értékekkel jellemezhető: 3 % száraz anyagot tartalmaz, KOI-je 20 g/l, BOI₅ értéke 10 g/l (Warburg módszerrel mért érték), s a száraz anyag vesztesége az izzításkor 550°C-on 65 %. A kiszáritott iszap hamutartalma ekkor értelemszerűen 35 %.

Négy hetes mezofil iszaprothasztása (metanizáció) után ugyan ennek az iszapnak (miközben nem történik lebegőanyag, zavaros elfolyó víz elvétel) 2 %-ra csökken a szárazanyag tartalma. Szükségszerűen az iszap nehézfém koncentrációja a szárazanyag tartalom változásával fordítottan arányosan növekszik. A KOI a rothasztott iszapnál 10 g/l, míg a BOI₅ 1 g/l értékre csökken. Az iszap izzítási vesztesége 40 % lesz a rothasztás után, míg annak az izzítási maradéka 60 % (természetesen a szilárd anyagra vonatkoztatva). 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 előülepítő 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 rothasztott iszap mezőgazdasági hasznosítása kapcsán fontos az iszap nitrogén és foszfor tartalmának ismerete. A biológiai szennyvíztisztító iszapjában a nitrogén tartalom átlagosan mintegy 40 g/kg (4 %) a szárazanyagra vonatkoztatva. A nitrogén tartalmú szerves vegyületek az iszapban folyamatosan bomlanak, hidrolizálnak és oldott állapotba kerülnek. Részben ezek okozzák az iszapvíz (szűrlet vagy koncentrátum) zavarosságát. A foszfor átlagos koncentrációja a fenti szennyvíziszapban 10 g/kg szárazanyag. A foszfor vegyszeres és biológiai eltávolítása eredményeként adódhat ilyen nagy foszforkoncentráció a biológiai szennyvíztisztító iszapjában. A kén és vegyületeinek mennyisége az iszapban nagyon fontos a kénhidrogén keletkezése miatt (éppen az anaerob rothasztás folyamatában). A kénhidrogén koncentrációjában a rothasztó gázában 10-10.000 mg/l, amely részben az alapanyag kén / szén arányától függ, de nagymértékben függ a rothasztás pH-jától, valamint a rothasztáskor adagolt kicsapószer (Fe³⁺-ionok) dózisától is. A kéntartalom a szennyvíziszapban az utóülepítés után általában az iszap szárazanyag tartalmára vonatkoztatva 1 % körüli.

Azok a stabil, biológiailag bonthatatlan vagy toxikus szerves anyagok, melyek adszorpciójuk révén az iszapban halmozódnak fel, a szennyvíz eredetétől függően igen különböző mennyiségben vannak jelen. A mezőgazdasági iszaphasznosítás tekintetében ezek koncentrációi egy előzetesen rögzített határértéket nem haladhatnak meg. Az adszorbeált vagy szerves kötésben levő halogének (AOX), policiklikus aromás szénhidrogének (PAH), poliklórozott dibenzo-dioxinok és furánok (PCDD, PCDF), valamint szénhidrogén komponensek (HC) tartoznak ebbe a csoportba (**13. táblázat**) (Roschke és társai, 1997. Bundesgesetzblatt, 1992).

Olyan műanyag lágyítók, mint a ftalátok is rendszerint megtalálhatók a szennyvíziszapban, például a di-(2-etilhexil)-ftalát (DHEP) mintegy 4-103 mg/kg szárazanyag koncentrációban (Merkel és Appuhn, 1996). Ezeket a szerves vegyületeket veszélyes anyagok, melyek megengedett koncentrációját szigorú határértékek rögzítik az iszapoknál, de mint már korábban említettem a tisztított szennyvizeknél is, melyeket a lakossági tisztítóból a befogadóba

vezetnek. Minimalizálásuk érdekében ezek koncentrációit nem csak az iszapok és a tisztított szennyvizek, de a közcatornába történő ipari szennyvíz bevezetésnél is szigorúan limitálják. A foszforon és nitrogénon túl az iszap egyéb növényi tápanyagokat, káliumot, magnéziumot, kalciumot is tartalmaz. A megfelelő tápanyag utánpótláshoz azonban ezek koncentrációja a szennyvízben nagyon kicsi, mint ahogy az a következő adatokból is látható (Roschke és társai, 1997). A vizsgált iszap 3,9 % szárazanyag tartalma és annak 590 g/kg izzítási vesztesége mellett a **14. táblázatban** látható egyéb átlagos tápanyag-koncentrációkkal rendelkezik.

13. táblázat Különböző szerves szennyezők koncentrációi a szennyvíziszapban

Csoportjellemzők	Koncentrációk, (szárazanyagra vonatkoztatva)
AOX	120 - 220 mg / kg
PAH	1,8 - 4,7 mg / kg
HC	1680 - 2420 mg / kg
PCDD, PCDF	12 - 40 ng / kg toxicitás ekv.

14. táblázat Rothasztott iszap jellemző növényi tápanyagtartalma

Elem	Jele	Koncentráció (g / kg szárazanyag)
Magnézium	Mg	2,2
Kálium	K	5,1
Kalcium	Ca	32,2
Nitrogén	N	53,8
Foszfor	P	21

A toxikus szerves anyagokhoz hasonlóan az iszap jelentős koncentrációban tartalmaz nehézfémeket is, melyeket az általános gyakorlat szigorúan limitál a szennyvíziszapokban a mezőgazdasági hasznosítás védelmében. Az egyes országok előírásai szigorúságban csak alig térnek el (**15. táblázat**). Az iszap egyébként gyakorlatilag valamennyi, a növények számára alapvető tápanyag elemet tartalmazza, de némelyeket csak egészen kis koncentrációban, 1 mg/kg szárazanyag nagyságrendben. A nehézfémek igen hajlamosak a szennyvíziszap szuszpenzióján adszorbeálódni és így felhalmozódni részben az adszorpció, részben a ko-precipitáció révén. A szennyvíziszapban kialakuló nehézfém koncentráció, valamint ugyanannak a nehézfémnek az eredeti tisztításra kerülő szennyvízben mért koncentrációjának a hányadosát úgynevezett akkumulációs faktornak (AF) [L/kg] nevezik ($A F = c_1/c_2$). A **16. táblázat** néhány ilyen nehézfém akkumulációs faktort mutat be.

Az anaerob rothasztó gázában ugyanakkor bizonyos nehézfémek metil-származékai is megjelennek, melyek ugyancsak káros hatásúak. Ilyenek a kadmium, a higany, az ólom, a bizmut, az ón és az antimon metil-vegyületei (Feldmann és Kleimann, 1997).

A szennyvíziszapok elégetésekor azok fémtartalma általában oxidok formájában a salakba, hamuba kerül. Néhány fém oxidja illékony és az adott hőmérsékleten a füstgázzal távozik. A szennyvíziszapok között azok összetételétől függően megkülönböztethetők vasban gazdag, vagy kalciumban gazdag izzítási maradékok vagy hamuk (Wiebusch és társai, 1997). A **17. táblázat** két tipikus iszap összetételét mutatja be. A maradék 10 % fémtartalom vagy

elemtartalom olyan komponensek között oszlik meg, mint a magnézium, mangán, nátrium, klór és mások. A kalcium egy része kalcium-szulfátként lesz jelen az izzítási maradékban.

15. táblázat A mezőgazdasági hasznosításra kerülő szennyvíziszapok nehézfém koncentráció határértékei

Komponens	Jele	Koncentrációja (mg/kg szárazanyag)
Ólom	Pb	900
Kadmium	Cd	10
Króm	Cr	900
Réz	Cu	800
Nikkel	Ni	200
Higany	Hg	8
Cink	Zn	2500

16. táblázat Nehézfémek akkumulációs tényezői a a szennyvíziszap / szennyvíz tekintetében

Nhézfém	Akkumulációs tényező	Nhézfém	Akkumulációs tényező
Nikkel	1000	Kadmium	4000
Réz	2000	Higany	5000
Cink	3000	Ólom	6000
Króm	3000		

17. táblázat Néhány szervesetlen komponens koncentrációja az iszapégetés hamujában (súly %)

Összetevő	Fe domináns hamu	Ca domináns hamu
SiO ₂	36	33
Al ₂ O ₃	14	17
Fe ₂ O ₃	16	4
CaO	10	18
P ₂ O ₅	1,2	0,7
S	0,8	0,7
Összesen	88,8	88,7

A vegyi összetétel áttekintését követően okvetlenül említést kell tenni a szennyvíziszapok biológiai összetételéről vagy azok fertőzöttségéről is. A gyakorlatban a fecal coliform baktériumok számát 1 g iszap szárazanyagra vonatkoztatva szokásos megadni. A legvalószínűbb érték (MPM) nem lehet nagyobb, mint 1000 mikroorganizmus / g száraz iszapmaradék (Fuchs és Schwinning, 1997).

A szennyvíziszapok további kezelését, feldolgozását megelőzően a különböző iszapfajtákat általában összekeverik, homogenizálják. Tovább-feldolgozásukra együttesen kerül sor (nyers primer és szekunder szennyvíziszap). A szennyvíziszap kezelésének, biokémiai stabilizációjának fontos célja, hogy a további tárolás, elhelyezés során keletkező gázoktól

megóvják a környezetet, pontosabban a stabilizálással megelőzzék azok keletkezését. További, ugyanolyan fontosságú cél, az iszap térfogatának csökkentése, mechanikai szilárdságának javítása, valamint a patogén csírák és lárvák kipusztítása a stabilizálás során. Az első kezelési lépés még a folyós állapotú iszappal történik. Ez lehetséges aerob vagy anaerob módon is. Napjainkban a legelterjedtebb szennyvíz stabilizációs megoldásnak a szennyvíziszap anaerob rothasztása tekinthető. Ennél mezofil vagy termofil baktériumok bontják le a szennyvíziszap szerves anyagait hosszabb - rövidebb idő alatt. Ez több hetet is igénybe vehet. A bontás eredményeként a szennyvíziszap tömege lényegesen csökken, miközben metán és széndioxid keletkezik. A keletkező gázzal fűteni lehet, vagy villanyáram is termelhető. A gázhozam átlagosan mintegy 24 l/fő nap az iszap anaerob rothasztása során. Az iszapmaradék víztartalma nő, de vízteleníthetősége javul.

A szennyvíz tisztításának szilárd maradékát olyan módon kell elhelyezni a környezetben, hogy abban a lehető legkisebb kárt okozza. Szóba jöhető módszerek: a szennyvíziszap közvetlen injektálása a talajfelszín alá, komposztálást követő hasznosítása a talajfelszínre kihelyezve, majd aláforgatva a mezőgazdaságban, közvetlen elföldelése mono-iszapdepóniában, vagy vegyes iszapdepóniában (például házi szeméttel együtt történő deponálásnál), vagy az iszap megfelelő égetése (az égési maradék, a hamu megfelelő hasznosításával, ártalommentesítésével). Az ilyen lehetőségekről, tisztítási módszerekről, valamint újrafelhasználási módokról kitűnő összefoglaló Möller munkája (1994). A mezőgazdasági hasznosítás előtt a mindenféle megoldásnál stabilizálni, fertőtleníteni kell. Ez részben a fűrészpórral, vagy szalmával vegyesen történő, később részletesen bemutatásra kerülő komposztálással történik. Pasztörözéssel (hőkezeléssel), vagy mésszel történő fertőtlenítés után a terméket közvetlenül hasznosítani lehet a mezőgazdaságban. A folyékony kihelyezéssel szemben ilyenkor a szállítás költségei lényegesen kisebbek.

Az iszapok égetése esetén nincs szükség azt megelőzően biológiai stabilizálásra. Mivel az iszap fűtőértéke rothasztása során csökken, célszerű a rothasztás nélküli iszapokat vízteleníteni, majd égetni. A víztelenítés után az égetés olcsóbb. Az égetésnek természetesen szén-dioxid, nitrogén-monoxid és egyéb szervesetlen anyag (füst, hamu és sósav, hidrogén-fluorid, kén-dioxid, nehézfém, és poliklórozott dibenzo-dioxin és dibenzo-furán) emissziója is van, amit megfelelő füstgáz utótisztítással kell minimalizálni. Ezek külön fejezetben kerülnek ismertetésre.

Hivatkozások

- ATV 131a , Tervezési irányelv, ATV, 1999.
- 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.
- Bundesgesetzblatt (1992). Klärschlammverordnung (AbfKlärV) vom 14.4.1992. Bundesgesetzblatt **Teil 1**. 912.
- Andreottola, G. Foladori, P. (2006) A Review and Assessment of Emerging Technologies for the Minimization of Excess Sludge Production in Wastewater Treatment Plants. Journal of Environmental Science and Health, Part A, <http://www.informaworld.com/smpp/1973824971-13298619/title~db=all~content=t713597268~tab=issueslist~branches=41 - v4141> (9) 1853–1872.
- Bougrier, C., Albasi, C., Delgenes, J. P., Carrere, H. (2006) Effect of ultrasonic, thermal and ozone pre-treatments on waste activated sludge solubilisation and anaerobic biodegradability. Chemical Engineering and Processing 45 (8) 711–718.

- Chu, L. B., Yan, S. T., Xing, X. H., Sun, X. L., Jurcik, B. (2009) Progress and perspectives of sludge ozonation as a powerful pretreatment method for minimization of excess sludge production. *Water Research*, 43 (7) 1811–1822.
- Chudoba, P., Morel, A., Capdeville, B. (1992) The case of both energetic uncoupling and metabolic selection of microorganisms in the OSA activated sludge system. *Environ Technol*, 13, 761–770.
- Dytczak, M.A., Oleszkiewicz, J.A. (2008) Performance change during long-term ozonation aimed at augmenting denitrification and decreasing waste activated sludge. *Chemosphere*, 73 (9) 1529–1532.
- Eikelboom, D. H. (2000) Process control of activated sludge plants by microscopic investigation. UK: IWA Publishing; p. 85–102.
- EPA (1975) Design of AS Process
- Feldmann, J., Kleimann, J. (1997). Flüchtige Metallverbindungen im Faulgas. *Korrespondenz Abwasser* 44. 99-104.
- Fuchs, L., Schwinning, H.-G. (1997). Zum Stand der aerob-thermophilen Stabilisierung und Entseuchung von Klärschlamm. *Korrespondenz Abwasser* 44. 1834-1842.
- Garuti, G., Dohanyos, M., Tilche, A. (1992) Anaerobic-Aerobic combined process for the treatment of sewage with nutrient removal: the ANANOX process. *Water Sci Technol*, 25 (7) 383–394.
- Giraldo, E., Goel, R., Noguera, D (2007) Modeling Microbial Decay in a Cannibal™ Sludge Minimization Process . *Proceedings of WEFTEC 2007, Session 21 - 30*, 1751-1767.
- Goel, R. K., Noguera, D. R. (2006) Evaluation of Sludge Yield and Phosphorus Removal in a Cannibal Solids Reduction Process. *J. Envir. Engrg.*, 132 (10) 1331-1337.
- Grady, C. P. L., Daigger, G. T., Lim, H. C. (1999) *Biological wastewater treatment*, 2nd ed., Marcel Dekker, p. 561–97.
- Hendrickx, T. L. G., Temmink, H., Elissen, H. J. H., Buisman, C. J. N. (2009) The effect of operating conditions on aquatic worms eating waste sludge. *Water Research*, 43, 943 – 950.
- Henze, M., Harremoës, P., La Cour Jansen, J. and Arvin, E. (1996). *Wastewater Treatment: Biological and Chemical Processes*. 2nd edn, Springer, Heidelberg. 1996.
- Iaconi, C., Sanctis, M., Rossetti, S., Ramadori, R (2010) SBBGR technology for minimising excess sludge production in biological processes. *Water Research*, 30 (1) 1-8.
- Janssen, P. M. J., Meinema, K., van der Roest H. F. (2002) JHB and ISAM processes. In *Biological Phosphorus Removal: Manual for Design and Operation*, Science
- Kamiya, T., Hirotsuki, J. (1998) New combined system of biological process and intermittent ozonation for advanced wastewater treatment. *Water Sci. Technol*, 38 (8–9) 145–153.
- 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.
- Kárpáti, Á., Thury, P. (2004) Szennyvíziszap termelése és hasznosításának lehetőségei. 8292. 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.
- Lapinski, J., Tunnacliffe, A. (2003) Reduction of suspended biomass in municipal wastewater using bdelloid rotifers. *Water Research*, 37 (9) 2027–2034.
- Liu, Y., Tay, J. H. (2001). Strategy for minimization of excess sludge production from the activated sludge process. *Biotechnology Advances*, 19, 97-107.
- Luxmy, B. S., Kubo, T., Yamamoto, K. (2001) Sludge reduction potential of metazoa in membrane bioreactors. *Water Sci Technol*, 44 (10) 197–202.

- Mason, C. A., Hamer, G., Bryers, J. D. (1986) The death and lysis of microorganism in environmental process. *FEMS Microbiol. Rev.*, 39, 373–401.
- Merkel, D., Appuhn, H. (1996). Untersuchung von Klärschlamm und Böden auf 2-Di-(ethylhexyl)-phtalat (DEHP). *Korrespondenz Abwasser* **43**. 578-582.
- Metcalf & Eddy (2003) *Wastewater engineering: treatment and reuse*, 4th edn. McGraw Hill, New York, NY
- Möller, U. (1994) Biologische Voll-Stabilisierung. *Korrespondenz Abwasser* **41**. 1290-1300.
- Nagare, H., Tsuno, H., Saktaywin, W., Soyama, T. (2008) Sludge ozonation and its application to a new advanced wastewater treatment process with sludge disintegration. *Ozone: Science & Engineering*, 30 (2) 136–144.
- Ødegaard, H. (2004) Sludge minimization technologies - an overview. *Wat Sci Tech* **49** (10) 31–40.
- Perez-Elvira, S. I., Nieto Diez, P., Fdz-Polanco F. (2006) **Sludge Minimization** Technologies. *Reviews in Environmental Science and Bio/Technology*, (5) 375–398.
- Pöpel, H. J. (1994): Szennyvizek eleveniszapos tisztítása - tervezési példák -. Előadás-kézirat TH Darmstadt, WAR - VE, KmKT Tanszék, 1994 p. 64 /duplaoldal/
- Rosenberger, S., Kruger, U., Witxig, R., Manz, W., Szewzyk, U., Kraume, M. (2002) Performance of a biorreactor with submerged membranes for aerobic treatment of municipal wastewater. *Water Research*, 36 (2) 413–420.
- Roschke, M. et al. (1997). Klärschlamm als Dünger im Land Brandenburg. *Korrespondenz Abwasser*. **44**. 1795-1805.
- Roxburgh, R., Sieger, R., Johnson, B., Rabinowitz, B., Goodwin, S., Crawford, G., Daigger, G. (2006) Sludge Minimization Technologies - Doing more to get Less. *Proceedings of the Water Environment Federation*, WEFTEC 2006: Session 1-10, 506-525.
- Salsabil, M. R., Laurent, J., Casellas, M., Dagot, C. (2010) Techno-economic evaluation of thermal treatment, ozonation and sonication for the reduction of wastewater biomass volume before aerobic or anaerobic digestion. *Journal of Hazardous Materials*, 174 (1-3) 323-333.
- Salsabil, M. R., Prorot, A., Casellas, M., Dagot, C. (2009) Pre-treatment of activated sludge: Effect of sonication on aerobic and anaerobic digestibility. *Chemical Engineering Journal*, 148, 327–335.
- Spinosa, L., Vesilind, A. (2001). *Sludge into Biosolids*, IWA Publishing. 2001.
- 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.
- Thury, P., Kárpáti, Á. (2004) Iszaphozam számítása az eleveniszapos szennyvíztisztításnál. *MASZESZ Hírcsatorna*, (5-6) 14-18.
- Thury, P., Kárpáti, Á. (2004) Szennyvíziszap keletkezése és hasznosításának lehetőségei. *VÍZMŰ Panoráma*, XII. (4) 19-24.
- WEF (1998) *Design of Municipal WWTP MOP-8*, Water Environmental Federation, 1998.
- Wei, Y S., Van Houten, R. T., Borger, A. R., Eikelboom, D, H., Fan, Y. (2003). Minimization of excess sludge production for biological wastewater treatment. *Water Research*, 37, 4453-4467.
- Wiebusch, B., Seyfried, C.F., Hauck, D. (1997). Einsatzmöglichkeiten von Aschen aus der Mono-Klärschlammverbrennung in der Ziegelindustrie. *Korrespondenz Abwasser* **44**. 1762-1777.
- Yan, S. T., Chu, L. B., Xing, X. H., Yu, A. F., Sun, X. L., Jurcik, B., (2009) Analysis of the mechanism of sludge ozonation by a combination of biological and chemical approaches. *Water Research*, 43, 195–203.

- Ye, F. X., Li, Y. (2005) Reduction of excess sludge production by 3,3',4', 5-tetrachlorosalicylanilide in an activated sludge process, *Appl. Microbiol. Biotechnol*, 67, 269–274.
- Young, K.O., Lee, K.R., Kwang, B.K., Yeom, I.T., (2007) Effects of chemical sludge disintegration on the performances of wastewater treatment by membrane bioreactor. *Water Research*, 47, 2665–71.
- Yu, A., Feng, Q., Liu, Z. (2006) Biological wastewater treatment by a bioreactor with repeated coupling of aerobes and anaerobes aiming at on-site reduction of excess sludge *Water Sci Technol*, 53 (9) 71-77.

Számítások és kérdések:

Milyen a fajlagos iszaphozama az eleveniszapos lakossági szennyvíztisztításnak az iszapkor függvényében?

Mekkora fajlagos iszapterhelés, vagy iszapkor szükséges az ammónium megfelelő oxidációjához, továbbá denitrifikációjához?

Milyen módszerekkel csökkenthető az eleveniszapos szennyvíztisztítás fajlagos iszaphozama?

Hogyan változtathatja meg a hibrid eleveniszapos és biofilmes szennyvíztisztítás a fajlagos iszaphozamot?

Melyek a fő szennyező komponensek a fölősiszapban?

Milyen növényi tápanyagtartalma várható egy rothasztott iszapnak – számítással levezetendő!

10. Iszapfeldolgozás - iszaprothasztás

Az iszaprothasztás kialakítása, megelőző iszapsűrítés

A korábbiakban már leírtakat megismételve leszögezhető, hogy a lakossági szennyvíztisztítók iszapkezelése elsősorban az üzem méretétől, illetőleg azon túl a környezeti tényezőktől igen nagymértékben befolyásolt regionális iszapelhelyezési lehetőségektől függ. Az iszapfeldolgozás kialakításán belül az alkalmas berendezések kapacitásának és hatékonyságának mind a beruházási, mind az üzemeltetési költségek szempontjából való kiválasztása gondos mérlegelést igényel. A befejező műveletek leglényegesebbike minden esetben az iszap nedvességtartalmának csökkentése, hiszen az iszapkezelés alapvető célja a bomlásra hajlamos szerves anyag mineralizációja (bűzképződés megszüntetése), patogén szervezetek minimalizálása mellett az iszapvolumen csökkentése (Sahm, 1984; Winter, 1984). A rothasztóba bevitt szerves anyagból keletkező energiával kell az iszapos vizet a mezofil, vagy termofil tartományba fűteni, ezért célszerű minél nagyobb iszaptartalmúra elősűríteni a rothasztandó iszapszuszenziót (Thury, 2010).

Iszapsűrítés. A technológiai elemek közül a legáltalánosabb és a volumen csökkentés terén a leghatékonyabb eljárás a **sűrítés**. A kis kapacitású telepeken (< 1000 LE) a hagyományos szakaszos üzemű gravitációs sűrítők működése dominál, bár hatékonyságuk a 3,0 – 3,5 %-os szárazanyag tartalmat ritkán haladja meg. Közepes és nagyobb telepeken a folyamatos üzemű szalagos, vagy dobos elősűrítők terjednek mind nagyobb arányban. Ezek 5-7 % szárazanyag tartalmúra sűrítik a nyers, vagy vegyes iszapot. A flotálás elsősorban ipari eredetű iszapok esetében gyakorlat. Hasonló szárazanyag tartalmat produkál, mint az előzők.

Az utóbbi évtizedekben alkalmazták a nyers, vagy rothasztott iszapnak a földfelszín alá injektálással történő bevitelét. Gazdasági szempontból (szállítási költség) a 7–8 %-os szárazanyag tartalomra történő sűrítést, **elővíztelenítést** tartják ehhez optimálisnak. Ezt a gravitációsan sűrített iszap szerves flokkulálószeres elővíztelenítésével (1–2 g/kg szárazanyag dózissal) érik el. Ez a rothasztóknak már kicsit tömény, illetőleg viszkózus iszap is, hiszen abból a rothadás során keletkező gázoknak ki kell tudni jönni különösebb felhabzás nélkül. Az elővíztelenítő szalagok, dobok elvükben dinamikusak, bár van statikusnak tűnő változatuk is. Számos cég gyárt olyan mobil elővíztelenítő berendezéseket, melyek a kis és közepes méretű telepek iszapjainak elővíztelenítését hivatottak biztosítani talajba történő injektálás, vagy nagyobb telepeken történő tovább-feldolgozás érdekében. Ezek látszólag statikus egységek, valójában azonban az iszap függőleges mozgása biztosítja a szűrőfelületük dinamikus megújulását, tisztítását.

Az utóbbi időben a gépgyártással foglalkozó fejlesztő cégek a kombinált statikus/dinamikus hatást érvényesítő berendezések gyártását és rendszerbe iktatását szorgalmazzák. Ilyenek a víztelenítő szalagos úgynevezett **présszalag szűrők**. Elvében ugyanide sorolhatjuk a napjainkban egyre korszerűsödő **centrifugákat**, **dekantereket** is. Ezek speciális préselő zónával kialakítva a nyersiszapot 20-25 %, a rothasztott iszapot 25-30 % szárazanyag tartalomig is vízteleníthetik.

Feltétlenül meg kell említeni a ma még csak terjedőben levő **membránok** ilyen értelmű felhasználási lehetőségét is. Az utóbbiak egyrészt kiiktathatják a nehezen kézben tartható utóülepítőket, másrészt betölthetik a sűrítők szerepét is. Az utóülepítés membránnal történő helyettesítésével az leveniszapos medencék 3–5 g/l lebegőanyag terhelési korlátja megszűnik, ill. lehetőség nyílik a levegőztetőben az iszapkoncentráció 15–20 g/l értékre történő növelésre.

Ez már a tisztító eleveniszapos medencéinél is három – ötszörös levegőztető térfogat csökkenéséhez vezethet. A nagyobb iszap koncentrációval nagyobb iszapkor is biztosítható. Az eleveniszapos egységből stabilabb, s egyben mennyiségében is redukálódott iszap elvételére kerülhet sor. Mindezek feltétele azonban a hasonló mértékben növekvő fajlagos (térfogati) oxigénigény megfelelő biztosítása.

A membrános levegőztetőknél számítani kell hátrányos következmények jelentkezésére is, mint például a viszkozitás-növekedés, szűrési ellenállás hátrányos változása, stb. A hazai gyártási membránok esetében (Zenon technológia) sűrítésnél közelítően 100 m² membránfelület / m³ iszap*óra értékkel (igénnyel) lehet számolni. Ülepítő kiváltásánál a fenti felületnek csupán ~ 40 százalékára van szükség. A folyadékfázis kezelés során, elsősorban a teljes biológiai tápanyag eltávolítást biztosító eljárásoknál – hosszabb hidraulikus tartózkodási idő (HRT) – az iszapkor megnövekszik (12–15 nap), amivel a rendszerből kikerülő iszap stabilizációja is javul. Sajnálatos, hogy a gyakorlatban ezt az „aerob kezelt” iszapot a hasznosítók gazdasági okokból stabilizált iszapként kezelik, s hasonló okokból ezt az engedélyezők is tudomásul veszik.

Iszapkondicionálás. A sűrítést követő technológiai lépcső a kondicionálás, melynek célja a víztartalom további csökkentése mellett a szerves anyagok stabilizálása, patogének csökkentése. A kondicionálás minden esetben valamilyen módon energiaközléssel párosul (fermentáció hőenergiája, mesterséges hőközlés, vegyi folyamat), mely történhet hőátadással (fizikai vagy „meleg” kondicionálás) vegyszeradagolással (kémiai vagy „hideg” kondicionálás), illetve biokémiai úton.

Az iszap biológiai stabilizálása történhet aerob valamint anaerob körülmények között különböző hőmérsékleten. Az első csoportba sorolható a különböző eljárásokkal végrehajtott komposzt-készítés (önállóan, települései vagy mezőgazdasági hulladékok hozzáadásával). Számos jelenlegi szennyvíztisztító félig stabilizált, vagy teljesen stabilizálatlan víztelenített iszapot állít elő. Az ilyen iszap vagy szeméttelenen köt ki, vagy komposztálásra kerül. Az utóbbi megoldásnál több hazai üzemnél is iszapberothadás és jelentős szagképződés jelentkezik. Lehetőség adódna a nyers iszap oltott mészsel, vagy méshidráttal történő kezelést követő hasznosítására is. Ennek költségigényét elsősorban az előzetes víztelenítés határozza meg.

Anaerob iszaprothasztás

Az anaerob szennyvíziszap rothasztásnál is megfelelő baktériumcsoportok együttese végzi a szerves anyag célirányos lebontását, azonban oxigén jelenléte nélkül. Az iszap stabilizációja folyamán gáz, elsősorban metán, széndioxid és kis mennyiségű kénhidrogén keletkezik. A lejátszódó biológiai folyamatok teljesen megegyeznek az intenzív anaerob szennyvíztisztításnál bemutatottal, csupán egy sokkal sűrűbb, viszkozusabb, egységnyi térfogatában nagyobb energiatartalmú iszapos víz kezeléséről van ebben az esetben szó. Végeredménye, hogy az iszap szilárd szerves anyaga ártalmatlanabb és könnyebben vízteleníthető formájúvá alakul, miközben biogáz formájában energiahordozó keletkezik. Az átalakulás során értelemszerűen az iszap szerves anyagának a mennyisége csökken, ami kedvező a további feldolgozás, elhelyezés szempontjából.

A rothasztásnál a szerves anyag 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, minél kisebb abban

a szerves szénttartalom átlagos oxidációs száma, minél nagyobb a tömegegységére vonatkozó KOI fajlagosa. A zsíroknál az utóbbi 3, fehérjéknél 2,2, míg a szénhidrátoknál, beleértve a cellulózt is 1 g KOI/g anyag körüli érték. Ez egyes vegyületek, vegyülettípusok a fenti csoportokon belül 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 széndioxidá alakul. A zsírok és fehérjék mintegy 4/5-e, 6/7-e is átalakulhat így mintegy diszproporcionálódással. Az lakossági szennyvíziszapok aerob rothasztásánál a nagy cellulóz és sejtfal tartalom miatt a szennyvíziszap szerves anyagának rendszerint valamivel kevesebb, mint fele alakul csak gázzá. Az iszapok rothasztási maradékában tehát azután is jelentős mennyiségű szerves anyag marad. Az anaerob iszaprothasztást a szennyvíziszap szárazanyagának a jelentős csökkenése, valamint a hasznosítható biogáz hozama miatt azonban így is érdemes a tisztítósorba iktatni (Kárpáti, 2002).

A lakosonként keletkező különböző iszapmennyiségeket, összetételüket, tápanyagtartalmukat mutatja Vesilind és Spinosa (2001) alapján a **18. táblázat**.

18. 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 fő előnyei más iszapstabilizációs megoldásokkal szemben a következők:

- A keletkező biogáz metán tartalma 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 lebegőanyagának a tömege csökken. A szerves anyag tartalomban a csökkenés rendszerint 35 - 50 %. Ez jobb iszapvízteleníthetőséget is eredményez.
- Az anaerob rothasztás terméke kevésbé fertőző, kevésbé szagos, és minimális rothadás mellett tárolható. Nitrogént, foszfort valamint szerves anyagokat tartalmaz, melyek a levegős talajban humifikálódva a szerkezetét, termőképességét javítják.

Ami kedvezőtlen az anaerob iszaprothasztásnál:

- Viszonylag nagy beruházás igény. Nagy zárt térfogatot igényel, megfelelő

- iszapbetáplálással, iszapkeveréssel, termosztálással mezofil, 37 °C körüli hőmérsékletre. Keverés részben a keletkező gázzal is történhet (gázlándzsa).
- Hosszú iszap tartózkodási idő, ami gyakorlatilag a folyadék tartózkodási idejével egyezik, de annál nagyobb is lehet. 15-25 nap tartózkodási idő szükséges a metántermelő baktériumfajok kellő elszaporításához.
 - A biogázzá alakult fehérjék ammónium maradványa a vizes fázisban, ami a rothasztás után az iszapsűrítőből a kevés oldott szerves anyag maradvánnyal együtt iszapvízként kerül vissza a szennyvíztisztítóra. Ez esetenként annak az ammónium-N terhelését 15-20 %-kal is megnöveli.

Ez különösen akkor van így, ha nagy fehérjetartalmú szerves hulladékot is rothasztanak a szennyvíziszappal együtt a biogázhozam növelésére. A lakosság éttermi vegyes hulladékainak a rothasztása kevésbé zavaró, mert abban kisebb a fehérjék részaránya. A jövőben ezek mellett egyéb hulladékok szennyvíziszappal együtt történő rothasztására is számolhatunk.

A bontható szerves anyag anaerob átalakulását több lépcsőben különböző baktérium-csoportok végzik. Az első fermentál, a nagy molekulatömegű szerves molekulákat kisebb, oldható anyagokká hidrolizálja. Az átalakítás első lépcsője itt is olyan enzimatikus folyamat, mint az aerob lebontásnál. A sejtfalon kívül történik a sejtek által termelődő exocelluláris enzimek hatására. A hidrolízis a szénhidrátokból egyszerűbb cukrokat, a fehérjékből aminosavakat, a zsírokból rövid láncú zsírsavakat termel. A második baktériumcsoport az így előállított vízoldható szerves vegyületekből időben ezt követően (bár térben esetleg ugyanott) még egyszerűbb vegyületeket állít elő. Ilyenek a formiátok, acetátok, propionátok, butirátok, laktátok, szukcinátok, az etanol, a széndioxid és a hidrogén gáz. A savanyító baktériumokat acetogén baktériumoknak is neveznek.

A harmadik baktériumcsoport, melyet metanogéneknek is neveznek, a közti termékeket metánná alakítja át. Az utóbbiak a metánt két különböző úton is termelik. Annak mintegy 70 %-át a szennyvíziszap rothasztása során az acetát széthasításával, a többi részt a hidrogén és széndioxid szintézisével (Smith és Mah, 1978). 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 azokat az acetogén mikroorganizmusok nem alakítják acetáttá, hanem azokkal savfelhalmozódást okoznak, ami káros a metanogénekre. 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 okozó tényezőket. A metanogén baktériumok kizárólagosan anaerob szervezetek. Oxigén, nitrit, nitrát, szulfát jelenléte kedvezőtlen azokra. A szulfátból egyébként kénhidrogént állítanak elő az iszapban levő egyéb fakultatív anaerob heterotrof mikroorganizmusok, ami a gázban kénhidrogén szennyezést okozhat.

A kiegyensúlyozott anaerob rothasztási folyamatok esetén valamennyi baktériumcsoport dinamikus egyensúlyban szaporodik a rendszerben. Többlépcsős kialakítás esetén az egyes lépcsőkben az egyes csoportok dominanciája érvényesülhet, ami a folyamatok felgyorsítását eredményezi. A környezet változása, mint a hőmérséklet, lökésszerű tápanyagterhelés, ezt az egyensúlyt könnyen megbonthatja, és hosszabb szénláncú zsírsavak és hidrogén

felhalmozódását eredményezheti, 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 egésze sebességének a meghatározói. A **19. táblázat** a maximális metántermeléshez szükséges optimális feltételeket, valamint a rendszer által még tolerálható tartományt mutatja be (Malina és Pohland, 1992).

19. táblázat Az anaerob iszaprothasztás optimális körülményei és tolerálható tartományai

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:

Mindenféle mikroorganizmus optimális növekedést és lebontási sebességet mutat egy szűk hőmérséklettartományban, amely minden mikroorganizmus fajra specifikusan jellemző, különösen annak a felső határa. Ez azt is jelenti, hogy egy adott hőmérsékletre termosztált reaktorban kialakult mikroorganizmus együttes különbözik a más hőmérsékleten dinamikusan együtt élő rendszerétől. Mivel az ilyen rendszerek adaptációjához hosszú idő szükséges, kis hőmérséklet-változásokra is számottevően reagálhat a rothasztó. 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 hidrolizáló és fermentáló mikroorganizmusok nagyobb energianyerességük eredményeként alacsonyabb hőmérsékleten is nagyobb átalakítási sebességet biztosítanak. Mindent összegezve az anaerob rothasztás megvalósítására a gyakorlatban két jól behatárolt hőmérséklettartomány jöhet szóba. Egyik a mezofil, másik a termofil tartomány. Az optimum az elsónél 35 -37 °C, a másiknál 55 °C körül van. A termofil iszaprothasztás előnye a hagyományos mezofil folyamattal szemben a metántermelés nagyobb sebessége (kisebb folyadék viszkozitás, kisebb iszapmaradék, jobb fajlagos gázhozam, és tökéletesebb iszapsterilizálás (Rimkus et. al., 1982).

pH:

A mikrobiális átalakításoknak általában a semleges környezet kedvező. A pH-ra is a metanogén baktériumok a legérzékenyebbek az anaerob rendszer különböző fajai közül. Ha a pH 6,0 érték alá csökken (illó savak felhalmozódása a rothasztóban), a metántermelő baktériumok jelentős aktivitás csökkenése figyelhető meg. A széndioxid és hidrogén-karbonát ionok egyensúlya

mellett az ammónium ionok is bizonyos pH kiegyenlítést jelentenek ($\text{NH}_4(\text{HCO}_3)_2$). A pufferhatásban az illó savaknak is fontos szerepe van. A rendszer pH-jának alapvető meghatározója azonban szén-sav 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. Az anaerob reaktorban a kialakuló pH-t ezért a mikroorganizmusok aktivitása (amely meghatározza a szén-sav, 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. A pH ilyen érték fölé emelkedése után a tápanyag betáplálás lassú ütemben újraindítható, majd fokozatosan, óvatosan növelhető. A másik 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. 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 visszaállításával (Capri-Marais, 1975).

Ha mészhidrátot adagolnak a rothasztóba, az is megköti a széndioxidot, és hidrogénkarbonáttá alakítja azt. Ha azonban a hidrogén-karbonát koncentráció a folyadékfázisban eléri az 500-1000 mg/l-t, további mészhidrát adagolása oldhatatlan CaCO_3 kiválását eredményezi. Ennek megfelelően mészhidrátot 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 CaCO_3 ilyen kiválása célszerűbbé teszi a Na-vegyületekkel történő pH visszaállítást. 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). A propionsav koncentrációja ritkán haladja meg a 100 mg/l értéket. Az újabb kutatások alapján egyértelmű, hogy ezeknél az illó savaknál a disszociálatlan forma okozza az inhibíciót, akár az ammónia és a salétromsav a nitrifikálóknál. 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 (általában 1000 mg/l körüli).

Ammónia:

Az ammónia a rothasztóban a fehérjék deaminálása révén keletkezik. A szabad ammónia toxicitása 7 fölötti pH-nál jelentkezhet a metanizációra. 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 elviselheti megfelelő pH esetén (Van Velsen, 1979).

Szulfid:

A szulfidok az anaerob rothasztóban részben az oda a vízzel 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 (Lawrence és McCarty, 1964). A nehézfémek a szulfidot oldhatatlan formába viszik. Legegyszerűbb vas ionok adagolásával kivédeni ezt a toxicitást, s egyben kénteleníti a termelőző gázt.

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”, maszkírozza a nehézfémeket az oldatból.

Biológiai lebonthatóság és biogáz hozam

A biogáz hozam számítása a rothasztás KOI mérlegéből lehetséges legegyszerűbben. Az anyagmérleg készítésénél azonban valamennyi anyagáram, a belépő és kilépő folyadék és gázáramok is figyelembe veendő. Az anaerob rothasztás folyamatainál a KOI állandó, megmaradó mennyiség. Ennek megfelelően a rothasztóba érkező KOI egyenértéke azonos az abból kilépő anyagok KOI egyenértékével (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. 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 **20. táblázat**.

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 a biogázzá átalakított szerves anyagok átlagos oxidációs-fokától. 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.

20. 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

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 széttörődése 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 az ultrahanggal történő aprítás látszik legjobban beválni (Tiehm et al., 1997). Ezzel 30 % körüli biogázhozam növekedés érhető el.

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.

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 nagyobbak 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 tartózkodásiidő határozza meg a szerves anyagok lebontásának mértékét és ezzel a rothasztó szükséges térfogatát.

Iszapterhelés

Az iszapterhelés a reaktor egységnyi térfogatába adott idő alatt betáplált szerves anyag mennyiséggel jellemezhető.

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 V_{roth} térfogata ennek megfelelően a következőképpen számítható:

$$V_{\text{roth}} = \text{HRT} / Q_{\text{be}}, \quad \text{m}^3$$

ahol HRT = az iszapos szuszpenzió hidraulikus tartózkodási ideje (d),

Q_{be} = iszap betáplálás (m^3 / d).

A szükséges reaktortérfogat pontosítását követően számolható a termosztálásához szükséges hő mennyisége is.

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 biomassa 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 kiüledésének 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.

Rothasztó kialakítása – technológiai változatok

A rothasztó geometriai kialakítása befolyásolja a keverés hatékonyságát, de emellett a környezet felé történő hővesztés tekintetében is fontos. Az utóbbi hővesztés a rothasztó belső felületének a nagyságától, és annak hőszigetelésétől is függ. A hővesztés 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 fenékekkel, 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. Ez a kialakítás jó keverést biztosít, különösen a recirkulációs keverésnél, megfelelően biztosítva a reaktortér kellő homogenizálását.

A sima fenék nem célszerű a recirkulációs rendszer kiépítéséhez (Bode és Klauwer, 1999). A tojás alakú rothasztók kialakítása 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 forma 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 lefúvatása 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.

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 folyadék rész, 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) HRT, viszonylag kis fajlagos szerves anyag terheléssel (0,5 - 1,6 kg szerves anyag - izzítási veszteség/m³ d).

A nagy terhelésű iszaprohasztóknál 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-szeparációja 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 kg szerves anyag (izzítási veszteség) / m³ d terheléssel üzemeltetik.

A kétlépcsős rohasztás csak a 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 rohasztott iszap sűrítése, valamint a folyadék és szilárd részek jobb elkülönítése. A második lépcsőben már csak a lebegő anyagok igen kismértékű bomlása, gáztermelése figyelhető meg. A második lépcső így egyidejűleg tartalék kapacitást is jelent, és a rohasztott iszap tárolására is szolgál. 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 rohasztás, 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. Példa erre a hódmezővásárhelyi szennyvíztisztító rohasztója. Kivitelezhető a rohasztás olyan kétlépcsős megoldással is, melynél az előkezelés aerob autoterm folyamat, míg a tulajdonképpeni rohasztás mezofil anaerob rendszer. Ez természetesen jelentős gázhozam csökkenést is eredményez.

Üzemeltetés és szabályozása

Az anaerob rohasztásnál egyik paraméter sem jelzi egyértelműen a rohasztó 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, különösen a propionsav koncentrációjának az ismerete is az összes savtartalom 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.

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 csökkentésére, 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:

- 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.
- 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 formicicum. Wat. Res., 10, 849-852.
- Kárpáti, Á. (2002) Anaerob szennyvíziszap rothasztás. 1-18. Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás - Tanulmánygyűjtemény (No. 6.) Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék.
- McCarty, P. L., McKinney, R. E. (1961) Volatile acid toxicity in anaerobic digestion. J. Water Poll. Cont. Fed. 33 (2) 223-232.
- 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
- 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.
- 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.
- Sahm, H. (1984). Anaerobic wastewater treatment, in: Advances in Biochemical Engineering/Biotechnology 29 (Fiechter, A., Ed.). pp. 83-115. Berlin. Heidelberg. New York: Springer-Verlag.
- 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., Kawahigasashi, 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.
- Vesilind P. A., Spinosa, L. (2001) Production and Regulations. In: Sludge into Biosolids. IWA Publishing, 3-18.
- 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
- Winter, J. (1984). Anaerobic waste stabilization. *Biotechnol. Adv.* 2. 75-99.

Példák és kérdések:

Az anaerob iszaprohasztás 25 napos iszapkor és 4 % iszap MLVSS tartalomnál, 50 %-os metanizáció esetén milyen fajlagos KOI terheléssel üzemel és mekkora a térfogatfajlagos metánhozama?

A rothasztással szemben a 15 kg KOI/m³d terheléssel és metánná alakítással működő intenzív anaerob tisztításnak mekkorák a fenti kérdésben szereplő fajlagos értékei?

Milyen az iszaprohasztásnál keletkező biogáz összetétele és energiatartalma?

Hogyan hasznosítható a biogáz a levegőztetés energiaigényének a részleges biztosítására?

Hogyan biztosítható a biogáz kénmentesítése vegyszeresen és hogyan biológiailag?

11. Komposztálás

A szennyvíziszap mennyiségének a folyamatos növekedése egyre súlyosodó környezeti probléma. A deponálás mára lassan lehetetlenné válik. A szárítás, granulálás, peletizálás nagy beuházás és energiaigényt jelent. Velük szemben kedvező hosszú távú megoldás a szennyvíziszap komposztálása és mezőgazdasági területen történő hasznosítása. A komposztálás a szennyvíziszap feldolgozása újrahasznosítható terméké. A talajok degradációja ezt az így kezelt iszapmennyiséget bőségesen fel tudná venni természetes tápanyag utánpótlásként az egyre csökkenő állati szerves trágyát helyettesítve. Nagy mennyiségű zöldhulladék, fásult növényi maradvány, szeparált lakossági hulladék egyidejű humifikációját is biztosíthatja. A szerves maradékok, hulladékok jobb hatásfokú újrafelhasználását teheti így lehetővé. Javítja a természet tápanyag gazdálkodási ciklusát. Ma az EU országok többségében törvényekkel, rendeletekkel szabályozzák a szennyvíziszapok és egyéb szerves hulladékok komposztálását és azok felhasználását.

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 révén. A komposztálás olyan biotechnológiai eljárás, amelyben a szerves tápanyag túlnyomóan szilárd, nem oldott formában 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 energiataralmának jelentős részét ugyanakkor a mikroorganizmusok egyrészt élettevékenységük során az átalakítások energiaforrásaként, 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 enzimek, valamint a közeg szerves katalizátorai hatására következik 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), aromatizálódás, 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. A bevezető szakaszban a hőmérséklet el kell, hogy érje a szükséges értéket a folyamatok felgyorsulásához. A legtöbb szakember ezert nem is tekinti külön szakasznak.

A **lebomlási 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 javasolják 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 nagyon lelassulnak a biológiai folyamatok, megnő a tisztán kémiai -autooxidatív és pirolitikus- átalakítások szerepe.

Az **átalakulási szakasz** több hétig is eltarthat, miközben a hőmérséklet folyamatosan, lassan csökken. A mikroorganizmusok tökéletesítik a lignin lebontását, mono-, di-, trifenol vegyületeket termelve. Ezek kondenzációjából épülnek fel a következő szakaszban a humuszanyagok.

A komposztálás **felépülési/érés szakaszát** a szerves anyag humifikálódása jellemzi, amely a komposzt sötét színét eredményezi. Ennél a hőmérséklet további csökkenése következik be. Az érésben végül pszihrofil baktériumok és penészgombák működnek közre, amelyek hőmérsékleti optimuma 15-20°C. Nő a sugárgombák száma is, ami a komposztérettség indikátorának is tekinthető.

A könnyen lebontható szerves anyagok (szénhidrát, fehérje stb.) átalakítása gyorsabb, ezek a komposztálás során a kezdeti időszakban bomlanak, oxidálódnak, biztosítva a nyersanyag hőmérsékletének a megemelését, kedvező feltételek kialakítását a fásult részek bontására képes gombáknak, s penicillin termelésük révén a biológiai sterilizálásnak. A komposztálás végére a már említett polimerizációs, kondenzációs átalakulás során a humuszanyagok mennyiségének növekedése a jellemző.

A komposztálásban résztvevő szervezetek

A komposzt ökoszisztémája a környezeti feltételek (hőmérséklet, nedvességtartalom, tápanyag ellátás, szubsztrát jellemzők) folyamatos változása miatt maga is folyamatosan változik a komposztprizmán belül is. 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. Napjainkban azonban a komposzt alapanyagok, szennyezők átalakításának az adoptált szervezetekkel történő célirányos javításával kedvezőbb termékminőség is elérhető.

Bár a komposztálás mikrobiológiáját viszonylag jól ismerik, még vannak pontosítatlan 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 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 általában ilyen feltételek mellett izolálják és szaporítják azokat a mikrobiológusok. Ismeretesek azonban anaerob feltételek mellett szaporodók is. Ezeket fakultatív aeroboknak nevezzük (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 szárazanyag) 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. Ugyanazon paraméterek, melyek meghatározzák az önhevülés folyamatát (a szerves anyag fajtája, nedvességtartalom, levegőztetés, hőmérséklet alakulása), meghatározzák a mikroorganizmus fajok szaporodását, dinamikáját 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

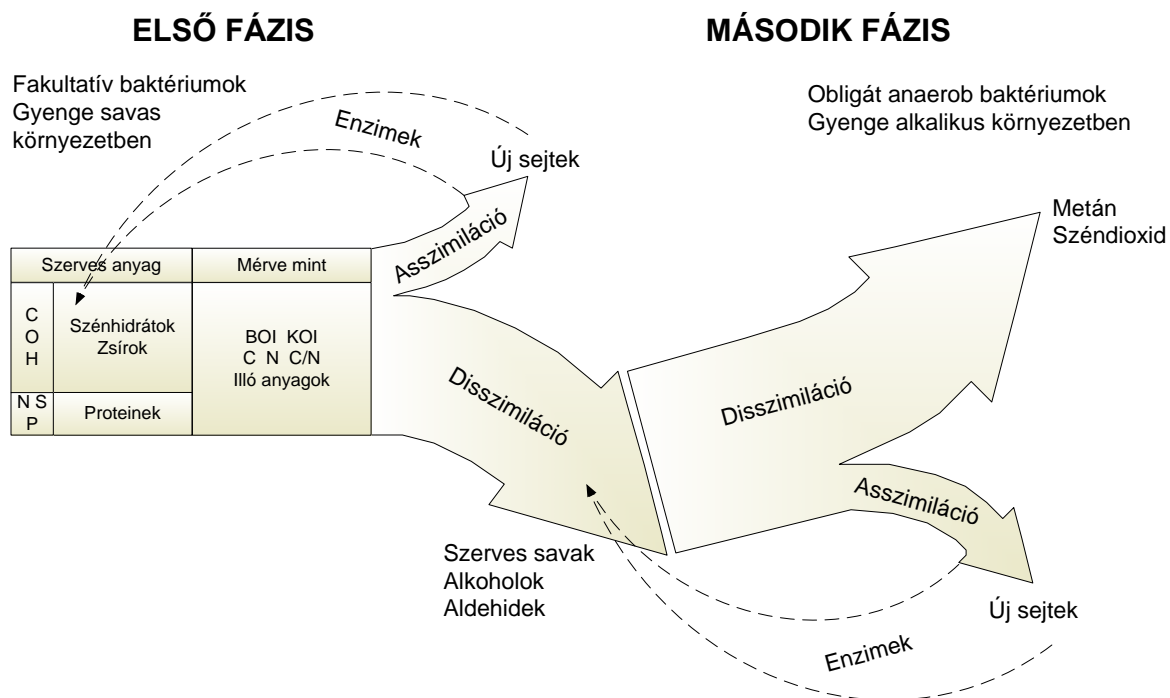
Az eukariótákhoz tartoznak, képesek a nagy cellulóz és lignin tartalmú fás növényi részek lebontására. Különösen jelentősek a penészgombák, amelyek a komposztálás során 60°C körül a cellulóz bontásában játszanak szerepet. A gombák -heterotróf eukarióta mikroorganizmusok (akár szaprofiták, akár paraziták)-, melyek közül legtöbb az Ascomycetesek és a Deuteromycetesek közé tartozik. A gombák szaporodását az alábbi tényezők határozzák meg:

Hőmérsékleti viszonyok: (psicrofil, mezofil, hőmérséklettűrő, termofil). Az egyes csoportok között kisebb-nagyobb átfedés tapasztalható. **Nedvességtartalom:** Csak az alacsony

víz tartalomhoz 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. Anaerob viszonyokat kedvelő fajaik is hozzájárulnak azonban a levegőztetés nélküli statikus prizmákban a komposzt kialakításához.

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, mechanikus felaprózódás, mikrobiológiai lebomlás:



64. ábra A humuszanyagok keletkezésének sematikus bemutatása (Alexa és Dér, 2001)

A **humuszanyagok** nagy molekulaméretű szerves vegyületek, amelyeknek fontos szerepük van a talaj szerkezet 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.

Komposztálást befolyásoló fő paraméterek

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 sejtanyagává 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

eleveniszapos eljárás, a komposztálás egy heterogén, szilárd hordozós rendszer, korlátozott nedvességtartalommal. A homogén rendszereket lebontási folyamatai általában a Monod kinetikával írható 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 szén-oxidációja jelentős nitrogén veszteséget eredményezhet. Az optimális C/N arány a nyersanyagban a mikroorganizmusok tápelemigényéből határozható meg.

Az virulens mikroorganizmus szárazanyagának 80 %-a fehérje. A fehérje N tartalma annak az 1/6,24-ed része. Egy rothasztott szennyvíziszapban a nitrogéntartalom mintegy 4 % körüli. Ez azt jelenti, hogy a fehérjetartalom 25 % körüli. A fehérjetartalom alapján tehát csak töredékében áll az virulens fehérjékből. Dominánsabb abban a sejtfalanyag, valamint a szennyvízből lebonthatatlanul visszamaradt rost, cellulóz anyag abban. Ezzel együtt a mikroorganizmusok szárazanyagának a C/N aránya 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, hogy a komposztálás végére a széndioxid veszteség miatt ez az arány 10-15:1 értékre csökkenjen, s be tudja építeni a termékbe a felhaznált szennyvíziszap teljes nitrogénmennyiségét. A megfelelő karbon tartalmat tehát az úgynevezett „hígító” anyagoknak (faforgács, fűrészpor, falevelek, szalma, stb.) a komposztálandó anyagtömegbe való bekeverésével kell beállítani. Emellett ugyanakkor 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 széndioxid formájában történő eltávoztása után a folyamat ilyenkor begyorsulhat.

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 bioszárítást is javasolják a szükséges struktúráló anyag mennyiségének csökkentésére.

A komposztálás alatt a kiinduláshoz 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 komposzthalmom 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 bélférges 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 pasztórizálás hőmérséklet-idő igényét már számos kísérlet alapján behatárolták, s arra a következtetésre jutottak, hogy nem csak a magas hőmérséklet inaktíválja 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 újrafajlását 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 a szennyvíziszap mellett jórészt növényi eredetűek. Komponenseik 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 és pontosította, 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 tartalmaznak 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).

A szennyvíziszap komposztálásához alkalmas segédanyagok lehetnek lakásaink, környezetünk növényi hulladékai és egyéb növényi maradványok is. Az utóbbiak közül a fák lombzat és faanyaga, valamint feldolgozási hulladékai, mint a héjazat, és a fűrészpor jöhetnek kiemelten számításba. A faanyag inkább egyéb ipari hasznosításra kerül, s ennek megfelelően az ára is lényegesen nagyobb. Alkalmazható segédanyag még a szalma, valamint a napraforgó és a kukorica szára is. Közülük az elsőt használják általánosabban, mert az összegyűjtése kellően gépesítve van, így nagy tömege is megfelelően szállítható a termőföldről a komposztálás helyére. A kukorica és napraforgó szára rendszerint visszakerül a talajra, s abban stabilizálódik, komposztálódik a talaj mikroorganizmusai segítségével. Speciális mikrobiális oltással ma már ezt a lebomlást is segíthetik, gyorsíthatják, célirányosabbá tehetik. Miközben a cellulózbontó mikroorganizmusok a helyi humifikáció alapanyagát állítják elő azokból, az egyidejűleg adagolt azotobakter fajok a talajban jelentős nitrogénfixálást is végezhetnek, ami a műtrágyával történő nitrogénpotlást jelentősen csökkentheti. Ugyanez ma már a célja az egyre terjedő zöldtrágyázás technikájának is. Mindkét megoldás hiánya azonban, hogy a termékekkel a termőterületekről elszállított foszfor nem kerül vissza ugyanoda. Ezt a komposzt visszaforgatása biztosíthatja, amely mind a szennyvíziszap, mind a strukturanyagok foszfortartalmát visszajuttatja a termőhelyre, miközben a szennyvíziszap nitrogéntartalmának jelentős része is visszakerül oda.

A **városi zöldhulladék, fanyesedék** kategóriába a lakás körüli növényzet, fű és fák hulladékai tartoznak. Viszonylagos mennyiségük a lakókörnyezet, lakás-sűrűség függvénye. A növényzetnek ezt a zöld hulladékát döntően ma is a szilárd hulladéklerakókba szállították. Néhol azonban a város-gazdálkodások szakosodott vállalatai külön gyűjtik, esetleg komposztálják. Nedvességtartalmuk viszonylag nagy. A fűnek emellett viszonylag nagy a nitrogéntartalma is. Az ilyen anyagkeverékek biológiailag lebontható része viszont nem fedezi a komposztálás hőigényét. Kedvező, hogy a fűmaradványok és falevelek, vagy bokrok nyesedékei ritkán tartalmaznak egyéb szennyező anyagokat. A levelek szagmentesen tárolhatók, ezért energiadúsabb anyagokkal együtt jól komposztálhatók, hosszabb tárolás után is. A zöld növényzet nitrogénben gazdag, a száraz falevelek komposztálásához azonban rendszerint tápanyag-adagolás, gondos nedvesség-beállítás és szabályozás szükséges a szag keletkezésének az elkerülésére. Ha a házi növényi nyesedékek gyorsan kiszáradnak, lebomlásuk minimális, így megfelelő időszakos begyűjtésük esetén szennyvíziszap komposztálásra történő hasznosításuk is tervezhető.

Más szóba jöhető segédanyagok a **mezőgazdasági, erdészeti hulladékok** (szalma, fűrészpor, napraforgó és kukoricaszár, kukoricacsutka). A felsorolt lista messze nem teljes, de jól mutatja a szennyvíziszap komposztálásához hasznosítható növényi hulladékok széles skáláját. A gyakorlatban a **faapríték, szalma és a fűrészpor** a legfontosabb segédanyagok. Valamennyi potenciális komposzt-alapanyagok megvannak azonban a saját különlegességei, amit a tervezőnek, üzemeltetőnek pontosan kell ismernie. Alapszabály, hogy a tervezésnek és az üzemeltetésnek is egyaránt meghatározója az alapanyagok és azok állapotának, tulajdonságainak, lebonthatóságának az ismerete.

Minél nagyobb az alapanyag (szerves anyag) nedvességtartalma, a komposztthalomban, komposztprizmában annál nagyobb szabad levegőtérfogatnak kell lennie a megfelelő levegőztetés biztosítására. A víztelenített iszap ehhez közvetlenül nem megfelelő termék, mert vagy pasztaszerű, szabad levegőtérfogat nélküli, vagy saját súlya alatt ilyen anyaggá tömörödik. A nagy nedvességtartalom, valamint a porozitás hiánya, a sűrűsödésre való hajlam miatt a

szennyvíziszapot a komposztálás előtt, vagy annak folyamatában vízteleníteni kell. Esetenként a kívánt nedvességtartalomig elő kell szárítani, hogy abból megfelelő minőségű, állagú, komposztálható, majd értékesíthető termék legyen előállítható. Napjainkra a probléma áthidalására sokféle megoldást, technológiát, technikát fejlesztettek ki.

A valamiképpen elővíztelenített szennyvíziszapnak a segédanyagokkal történő vegyes komposztálásánál a tervezőnek/üzemeltetőnek megfelelően be kell állítania a keverék (komposzt alapanyag) fizikai állapotát (nedvességtartalom, fajtér fogat, szabad gáztér fogathányad), valamint annak a biológiailag hasznosítható energiatartalmát. Hasonlóképpen biztosítania kell a folyamatban a megfelelő levegőellátást az ilyen oxidációhoz, valamint a komposztálódó anyag szükséges nedvességtartalmának csökkentésére. A komposzt környezeti hatásoktól történő védelme szintén meghatározó lehet, különösen a csapadékosabb térségekben, időszakokban. Bár a víztartalom és energiaellátottság a nedves alapanyag komposztálásának meghatározó kérdése, a szennyvíziszapok számos előnyt is jelentenek a komposztálásnál. Rendszerint kellően homogének és nem kívánatos darabos szennyező anyagoktól mentesek. Rendszerint az összes, komposztáláshoz szükséges tápanyagot (N, P, mikroelemek) is kellő mennyiségben tartalmazzák, és a víztartalom beállításán túl minimális előkezelést, vagy utókezelést igényelnek a kereskedelmi termék előállításához.

A komposztálás egy meglehetősen összetett, ellentétes irányú hatásokat magába foglaló folyamat. Legjobb a gyors lefolyása, a szerves anyag ilyen stabilizálása lenne. Ez azonban gyors és intenzív hőfejlődéssel jár, ami olyan hőmérsékletre melegítheti az anyagot, ami a biológiai folyamatok lelassulását, gyakorlatilag leállítását is eredményezheti. A túlzottan energiadús tápanyagok ilyen értelemben nem is annyira kedvezőek. Azokkal nehezen biztosítható az egyidejűleg meghatározó több feltétel optimumának a beállítása, fenntartása. Az igazán rugalmas üzemeltetés tartósan mérsékelt nagy hőmérséklet mellett a szerves anyagok nagyfokú lebomlását biztosítja. Egyidejűleg ez megfelelő fertőtlenítést is eredményez.

Az alapanyag összeállítása

A nedves szennyvíziszap soha nem bizonyult önmagában megfelelő komposzt alapanyagának, kivéve az olyan kísérleti üzemeket, ahol folyamatos keverést lehetett biztosítani. A szennyvíziszapok nagy nedvességtartalma azok olyan tömörödését eredményezi, ami teljesen kiszorítja a levegőt a szilárd fázisból. Ezért is csak intenzív keverés biztosíthatja ilyenkor a megfelelő oxigénbevittelt. Ezzel szemben a túlzottan száraz anyagoknál víz hozzáadására lehet szükség a mikroorganizmusok tevékenységéhez szükséges nedvességtartalom beállítására. Sokszor a tápanyagtartalom megfelelő beállítására is szükség van a nitrogén, foszfor vagy más mikroelemek hiányának biológiai folyamatokat lassító hatásának elkerülésére. Ezt az előkészítő műveletet az általános gyakorlat nyersanyag vagy alapanyag kondicionálásnak nevezi.

A komposztálást tervező és üzemeltető szakembereknek elég kevés lehetőségük van a beinduló biológiai folyamatok további szabályozására. Éppen ezért az alapanyag megfelelő összetételének beállítása rendkívül jelentős. Az iszap és segédanyag keveréke nedvességtartalmán túl a komposztálandó keverék biológiailag bontható szerves anyag tartalmát (energiatartalék), porozitását is be kell állítani. Az alapanyag keveréséhez, összeállításához a gyakorlatban három lehetőség áll rendelkezésre:

- a késztermék visszaforgatása, alapanyaghoz történő keverése,
- energianövelő, lebontást, komposztálódást gyorsító segédanyagok adagolása,
- gáztér fogat növelő, úgynevezett „formázó anyag” keverése az alapanyaghoz, majd eltávolítása a késztermékből és visszaforgatása az alapanyaghoz.

Szóba jöhet természetesen a fentiek kombinációja is.

Segédanyag és töltőanyag funkció a szennyvíziszapok komposztálásánál

A segédanyagokat az alapanyag összetételének helyes beállítása érdekében használják. Két típusuk különböztethető meg:

Szerkezetjavító, vagy szárító segédanyagok. Ezek rendszerint szerves anyagok a fajtérfogát növelése, a keverékben kialakuló szabad légtér-hányad növelésére, s ezzel a levegőellátás lehetőségének a javítására.

Kalóriaérték növelő segédanyagok. Ezek olyan szerves anyagok, amely növelik az alapanyag biológiailag bontható szerves anyag hányadát, növelve azzal annak az egységnyi tömegéből felszabaduló hő mennyiségét.

A szennyvíziszap nedvességtartalmának beállítására a faaprítékon túl a már említett fűrészport, szalmát, tőzeget, kerti hulladékot, és más, cellulóz tartalmú hulladék anyagokat is sikeresen alkalmaztak. Az ideális segédanyag száraz, kis térfogatsúlyú és viszonylagosan jól bontható.

A kész komposzt visszaforgatása ugyancsak gyakorlat a térfogatsúly csökkentésére. Ezt azonban a külső segédanyagok alkalmazásától meg kell megkülönböztetni, mert nem jelenti új anyag hozzáadását az alapanyaghoz, különösen nem biológiailag bontható, hőt termelő anyag hozzáadását. Éppen ezért nedves alapanyagok esetében a kész komposzt, vagy a stuktur-anyag visszaforgatását gyakran egy energianövelő segédanyag adagolásával együtt alkalmazzák. Ilyen megoldással csökkenthető a szükséges segédanyag mennyisége.

Töltő vagy strukturáló anyagok az olyan szerves anyagok lehetnek, amelyek szemcse (részecske) mérete megfelelő szerkezeti vázat (porozitást) biztosít az iszapkeverék szükséges mértékű átlevégőztetéséhez. Ha a strukturáló szerves anyag a komposztálás folyamán lebontható, további előnyt is biztosíthat. A mintegy egy-két inch méretű faapríték a leggyakrabban felhasznált strukturáló anyag (formázóanyag), de más formált anyagok, rönkhéj vagy durva méretre aprított keményfa, vagy akár fűrészpor, szecskázott szalma is alkalmas a lakossági szennyvíziszap komposztáláshoz.

A segédanyag vagy töltőanyag ilyen elkülönített megnevezése a szennyvíziszap komposztálásának a gyakorlatában alakult ki, ahol az elsődleges alapanyag a víztelenített nyers, vagy rothasztott szennyvíziszapot tekintik. Sajnos ez néha eltereli a figyelmet a segédanyagok és töltőanyagok jellemzőinek, lebomlásának fontosságáról. Kiemelendő, hogy a technológia szempontjából mindegyik bedolgozott segédanyag alapanyagnak tekintendő, megnevezésétől függetlenül.

A komposztálást több fázisra, egy fölépcsőként alkalmazott intenzív bontásra, majd azt követő érlelésre szokás felosztani. A két lépcső között nem húzható éles határ. A nagy sebességű első lépcső forgatott prizma, levegőztetett sztatikus halom, vagy zárt reaktoros megoldás is lehet. Jellemzője a nagy sebességű oxigén-felhasználás, termofil hőmérséklet-tartomány, s a bontható anyagok gyors elbomlása, az egyidejű jelentős szagvesztéssel. Az utóbbit a statikus rendszerek zárttá alakításával s gázainak valamilyen tisztításával csökkentik.

A második lépcsőben, ami a komposzt érlelése, mind levegőztetett, mind levegőztetés nélküli halmos, prizmás, sőt zárt reaktoros rendszerek is alkalmazhatók. Ebben a szakaszban már alacsonyabb a hőmérséklet, kisebb az oxigénfelvétel sebessége, és nem jelentkezik szagprobléma. Az érlelés során bomlanak le a különösen nehezen bontható szerves anyagok, valamint amelyek valamilyen ok miatt (tápanyaghiány, kisebb hőmérséklet, szárazabb környezet) nem tudtak az első szakaszban lebomlani. Ekkor kiegyenlítődik a rendszer mikroorganizmus állománya, amely a komposzt érlelésében, humifikációjában, a fitotoxikus vegyületek lebontásában, és a növénykártévkök visszaszorításában játszik fontos szerepet.

A komposztálás első lépcsője hagyományosan jobban tervezett és szabályozott az ott jelentkező nagyobb sebességű folyamatok, oxigénigény, nedvességvesztés miatt. Az érlelés ezzel szemben

általában alig ellenőrzött folyamat. Természetesen ettől függetlenül a komposzt érlelése ugyanolyan fontos a tervezés és üzemeltetés tekintetében, hiszen a termék végső formáját, küllemét éppen az utóbbi határozza meg. Az érési időszakban a humifikáció kellően előrehaladottá válik, ami a szerves anyag stabilizálását, további igen lassú lebomlását, lassú tápanyag leadását eredményezi. Ezért is jelentenek a megfelelő komposztok minimális talajvíz-szennyezést okozó, hosszú hatásidejű talajtápanyag utánpótlást a termőtalajoknak.

Az alapanyagok előkezelése a tulajdonképpeni kondicionálást megelőzően is fontos lehet a komposztálás érdekében. Az anyag érlelés előtti, vagy azt követő fizikai kezelése ugyanakkor az utókezelés. Ezek a műveletek éppen az alapanyag jellemzői, valamint termék megkívánt minősége érdekében lehetnek különösen szükségesek.

Szennyvíziszapok

A kommunális szennyvíziszapok viszonylag homogén és darabos anyagoktól mentes termékek. **Rendszerint fűrészpor, szalmaszecska és a faapríték hozzáadásával kondicionálják azokat.** Ilyenkor az előkezelés az alapanyagok tárolását, összemérését, valamint az egyes komponensek és a visszaforgatott kész komposzt összekeverését jelentik. Az utóbbit mindig mechanikus berendezésekkel végzik, melyek esetleg a komposzthalom kialakítására, vagy a komposztprizmák, blokkok betöltésére is alkalmasak. A fűrészpor minőségétől függően annak a rostálására is szükség lehet. Erre is különböző berendezések jöhetnek szóba. Ilyen kizárólagosan fűrészporos komposztálást követően azonban utókezelésre általában nincs szükség. Gondos utókezelést főleg akkor kell végezni, ha finom állagú termék előállítása a cél, illetőleg a töltőanyagot, vagy formázó anyagot el kell különíteni a terméktől annak a visszaforgatása érdekében. A szennyvíziszapokat ilyen segédanyagokkal komposztáló rendszerek általában kitűnő minőségű, szennyező anyagoktól mentes komposztot termelnek.

Az iszapkomposztáló rendszerek többsége **fűrészport**, vagy más finoman aprított segédanyagot ad a víztelenített nyers iszaphoz. **Széleskörű gyakorlat a mintegy 6-8 tömegszázalék szalmával történő keverés is.** Szálas szalma esetén a viszonylag nedves víztelenített iszapok gyors víz-eleresztése jelentkezik, ami rövid idő után egy lényegesen szárazabb alapanyag prizma összerakását teszi lehetővé. Ez akkor lehet hatásos, ha a csurgalékvíz megfelelő elvezetése, tehát az alapanyag ilyen megoldású további víztelenítése, szárítása biztosítható. Szárazabb nyers szennyvíziszap centrifugátum, vagy préselt iszap esetében a 10 tömeg % körüli szalma, fűrészpor már önmagában is elég a szükséges nedvességtartalom beállításához. Ez mintegy 1:1 – 1:2 térfogatarányú iszap : segédanyag keverést jelent a szalma és fűrészpor, valamint az iszap nedvességtartalma függvényében.

Fűrészpor és finomra aprított szalma esetében a keverék még így is kedvezőtlen, tömörödésre hajlamos, ami a levegőztethetőségét rontja. Éppen ezért ezeknél a komposzthalmok időszakos, viszonylag gyakori átkeverése, levegőztetése, tehát a dinamikus komposztálás a gyakorlat. A keverék anaerob előtározása, majd durvább strukturanyaggal történő további keverése a szabad gáztérfogat növelése érdekében ugyanakkor előnyös lehet, s akár a statikus komposztálást is lehetővé teszi.

Kerti hulladék, zöldhulladékok

Ha a kerti hulladékok döntően fű és levélrészekből állnak, alig igényelnek előkezelést, különösen, ha a forgatott prizmás komposztálás segédanyagát képezik. Sajnos a kavics és egyéb hulladéktartalma miatt felhasználásakor a komposzt utókezelése, rostálása szükséges lehet. Fanyesedékek, fahulladékok felhasználásakor ezzel szemben azok előzetes aprítása az, ami elengedhetetlen. Az elő és utótisztítás soha nem helyettesítheti a kellően tiszta alapanyagot. Ez nem jelenti azt, hogy egyes alapanyagból, a szilárd lakossági hulladék bontható részéből nem lehet piacképes terméket előállítani. Az azonban mindenképpen biztos, hogy annak a minősége

a tiszta anyagokból előállított komposztokéhoz képest gyengébb, komposztálásuk munkaigénye, komplikáltsága nagyobb lesz.

Sztatikus prizmás, vagy reaktoros komposztálás

A sztatikus prizmák, vagy reaktorok megnevezése arra utal, hogy a komposztálás során nem történik ciklikus átforgatás, keverés. Ez az egyes paraméterek jellemző gradienseinek kialakulását eredményezheti a halmokban, ami a folyamatok időbeni elnyúlását, valamint az anyagminőség inhomogenitását eredményezheti.

A hazai gyakorlatban több helyütt is a betonmedencés, elvileg statikusan levegőztetett „csaknem prizmás”, GORE-tex fedéssel zárttá tett megoldás valósult meg. Emellett számos ide sorolható technológia ismeretes, melynél a megfelelően bekevert alapanyagot teljesen zárt, sztatikus körülmények között tartják, levegőztetik, vagy akár melegítik is, a lebomlási folyamatok sebességének meggyorsítására. Ezeknél a megoldásoknál lényegesen rövidebb intenzív lebontási szakasz (mintegy egy hét) után helyezhető ki a félig kész komposzt az érlelő prizmákba, halmokba. Az érlelés is esetenként rövidebb időtartamot vehet igénybe, mint a nem reaktoros, gyengébben hőszigetelt rendszereknél.

Az ilyen, víztelenített iszapot segédanyaggal komposztáló rendszerek a múlt század 70-es éveitől terjedtek el az USA-ban. Oxigén ellátásukat levegő befúvatásával biztosítják. A strukturáló (formázó) segédanyag, rendszerint faapríték, a komposztálást követően eltávolításra kerül a késztermékből, és újra visszakeverik azt az alapanyaghoz. A faapríték jó nedvességmegkötő anyag, és egyidejűleg szerkezetjavító, porozitás növelő komponens. Ezt a funkcióját azonban csak már kellően száraz iszapok esetében tudja betölteni.

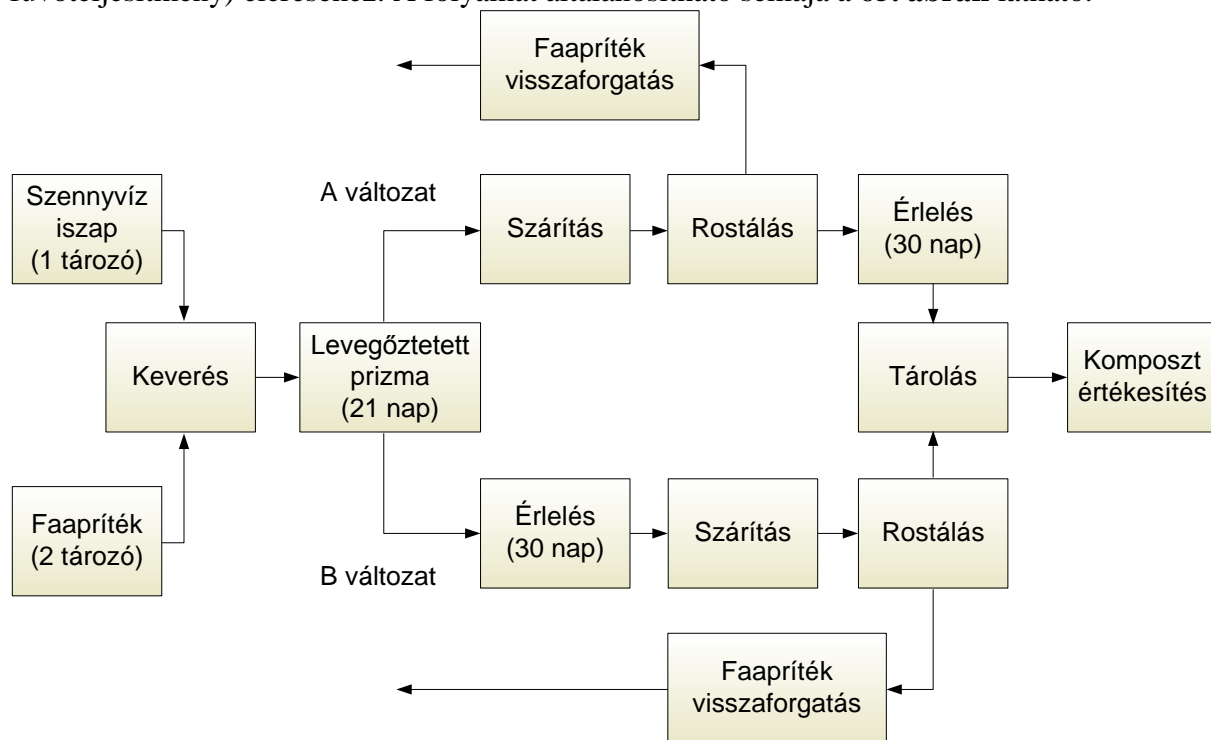
Túlzottan nyers szennyvíziszappal kevés faapríték darabos részeket tartalmazó kenőccsé válik. A faapríték arány növelésével ez a rendszer faaprítékot tartalmazó iszapcsomóra esik szét, melyek még mindig túl nedvesek a megfelelő kiszáritáshoz. Nyers iszap (nem rothasztott) felhasználásakor az említett kenőccszerű, levegőztethetetlen állapot, vagy csomók jelentkezésekor az ilyen megoldásnál igen gyakran zavaró az anaerob folyamatok okozta szag keletkezése gyakori. A faapríték hányad további növelésével a megfelelő nedvességtartalom elérhető, miközben a nyers iszap energiatartalma a komposztkeverék kiszáradását is biztosíthatja. Gondot jelenthet azonban a keverék túlzott tömörödése a komposztálás során, amely a további kezeléskor megfelelő előaprítást igényel a rostálás előtt. Az ilyen vizes iszapok komposztálására mindenképpen a dinamikus megoldás javasolható, amely levegőztet is és a keverék folyamatos aprítását is biztosítja.

A fenti munkaigény csökkentése vezetett a 70-es évek közepén a megfelelően előkészített szennyvíziszapok komposztálásra ugyancsak alkalmas, szabályozott levegőztetéssel üzemelő statikus prizmás komposztálási technológia kifejlesztéséhez. Az utóbbival mind a rothasztott, mind a nyers lakossági szennyvíziszapok szerencsésen feldolgozhatók (Goldstein et al., 1990). Különösen javasolják a nedvesebb iszapok komposztálására nagy strukturanyag hányaddal, mivel a formázó, vagy töltőanyag megfelelő porozitást, szabad gáztérfogatot, a fúvatás pedig jó levegőztetést biztosít a komposztalomban.

Üzemeltetési paraméterek

A levegőztetett sztatikus prizma vagy halom abban különbözik a forgatott prizmától, hogy nincs ciklikusan átkeverve. Az aerob körülményeket a halomban a mesterséges levegőztetés biztosítja. Más jellemző különbségek, hogy ennél a korábban már komposztált anyagot rendszerint nem keverik vissza a nyersanyaghoz annak merevítése, nedvességtartalmának beállítása érdekében, csupán a rostálásnál fennmaradó, döntően el nem bomlott strukturanyagot, amelyből az ilyen komposztáláshoz többet kell használni, mint a ciklikus keveréssel történő komposztáláshoz. A strukturanyag rendszerint durvább faforgács, amely a

nedvesség megkötésére és a porozitás javítására egyaránt alkalmas. A faapríték térfogat-aránya a szennyvíziszaphoz általában 2/1 és 3/1 között javasolt (Colacicco, et al., 1977; Epstein et al., 1976). Legtöbb tapasztalat a faforgács felhasználására van, de más formázó anyagok is felhasználásra kerültek. Nyilvánvalóan mind a töltőanyag mérete, mind mennyisége ellenőrizendő a kedvező porozitás beállításához, és a szükséges levegőztetés (megfelelően kis fúvóteljesítmény) eléréséhez. A folyamat általánosítható sémája a **65. ábrán** látható.



65. ábra A szennyvíziszap és faforgács együttes sztatikus komposztálására alkalmas levegőztetés és anyagfeldolgozás különböző lépései (a levegőztetés és érlelés feltüntetett időtartama közelítő érték) (Willson et al., 1980)

A komposzt-halmos kialakításának lépései a következők:

- az iszap alapanyag és a strukturáló komponens megfelelő keverése,
- 0,3 m vastag töltő- vagy formázóanyag-réteg kialakítása levegőztetett prizma-alapként az alapzatba fektetett levegőztető csövek felett,
- az iszap / faapríték elhelyezése vastag halomban az előkészített levegőztető-ágyon,
- komposzthalom külső felületének betakarása rostált, vagy rostálatlan kész komposzttal (hőszigetelés), esetleg GORE-takarás,
- fúvó és a levegőztető csövek összekötése, beüzemelése (ez utóbbit esetenként a feltöltés alatt is javasolják).

A levegőztetés fúvatással történik. A fúvót az aerob környezet fenntartásának megfelelően kell szabályozni. Általában ki/be kapcsolós üzem módban működik a komposzthalom túlzott lehűlésének elkerülésére. A ki/be kapcsolás ugyanakkor a komposzthalom hőmérsékletének a visszacsatolásával, mint beállítandó alapjellel is szabályozható.

A felső légtér szívása esetén a gáz szagtalanítása könnyebben megoldható. Korábban általános gyakorlat volt az ilyen gáz finom komposzt szűrőrétegen történő átvezetése. Napjainkban a GORE takarón kialakuló biofilmmel és az alatta kialakuló nedvesebb komposztkeverék biológiai gáztisztító hatásával is megfelelő szagtalanítást érnek el.

A komposzthalmoknál általában a minimálisan 21 napos intenzív lebontást alkalmazzák, melyet követően a halmot szétbontják. A 21 nap esetleges, de a gyakorlatban megfelelőnek bizonyult a legtöbb szennyvíziszapnál. Valószínű, hogy a tervezőknek, üzemeltetőknek nem

kellene félni a hosszabb kezelési idők alkalmazásától sem, mint azt a GORE technológia is ajánlja, de rendszerint nem tervezi.

A komposztkeverék előzőekben felsorolt alapanyagait rendszerint külön-külön halmokban tárolják. A kiérlelt komposzt anyagot a töltőanyag kirostálása előtt célszerű kitermelni a halomból, s azzal kicsit még szárítani is lehet. Az alapanyag-keverék nedvességtartalma igen fontos paraméter, amely meghatározza a termék és a faforgács szeparálhatóságát. A minimális szárazanyag-tartalom 50 %, de kedvezőbb az 55 % körüli érték a vibrációs- és dobostákkal történő szétválasztásnál (Willson et al., 1977). Több esetben is hasznosnak találták a gyorskomposztált termék további egy-két hétre történő felhalmozását, és levegőztetését is. A keverés eredményeként a hőmérséklet további stabilizálása, esetenként növekedése és az anyag száradása volt megfigyelhető. Számos telepen a rostálást megelőzően külön utószárítást biztosítottak fedett térben, ahol levegőztetést is végeztek.

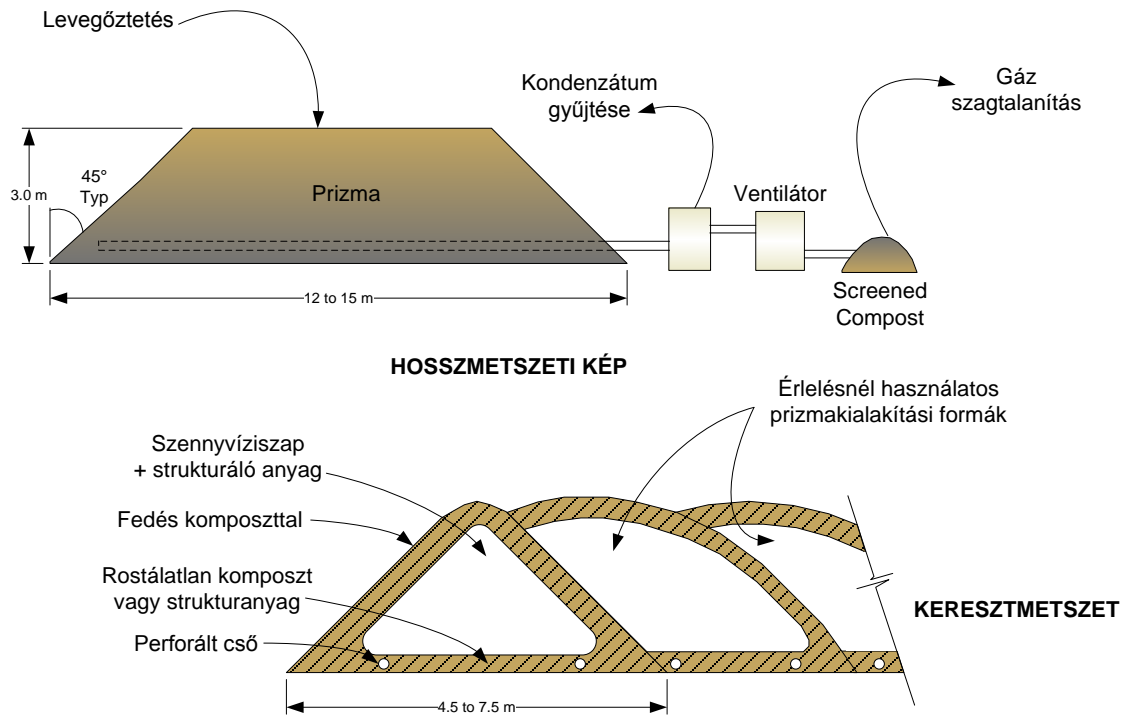
A töltő, formázó anyag elválasztása a készterméktől, majd újra felhasználása mindenképpen szükséges, hiszen általában nagy mennyiségben használatos és jelentős költség-hányadot képvisel. Ez a kész, kereskedelmi termék minősége miatt is elengedhetetlen. A 21 napos komposztálás alatti kiszáradás fokozható a szennyvíziszap (meghatározó alapanyag) előzetes hatékonyabb víztelenítésével, valamint intenzívebb levegőztetéssel. A folyamat „hőmérsékleten tartása” azonban alapvető követelmény -persze a száradása is-, ami optimális levegőztetési programot igényel. A faforgácsnak csak az apróbb darabjai bomlanak le részlegesen a komposztálásnál. A fizikai aprózódás azonban egyértelműen megfigyelhető. Ez anyagvesztéget jelent a rostálásnál. A strukturáló, formázó anyag részarányának folyamatos fenntartását ezért annak a megfelelő nyers faapríték utánpótlásával lehet biztosítani.

Általános, hogy az ilyen komposzthalmok alól a szivárgó vizet is, különösen az első néhány napban, valamiképpen összegyűjtsék és elvezessék, ha túlzottan nagy víztartalmú iszap alapanyagot dolgoznak fel. Jól rothasztott és víztelenített lakossági szennyvíziszap, és kellően kiszáradt strukturanyag esetén erre nincs szükség. A keverék alá terített 20-30 cm vastagságú strukturanyag réteg is csökkenti a vízeleresztés gyakoriságát.

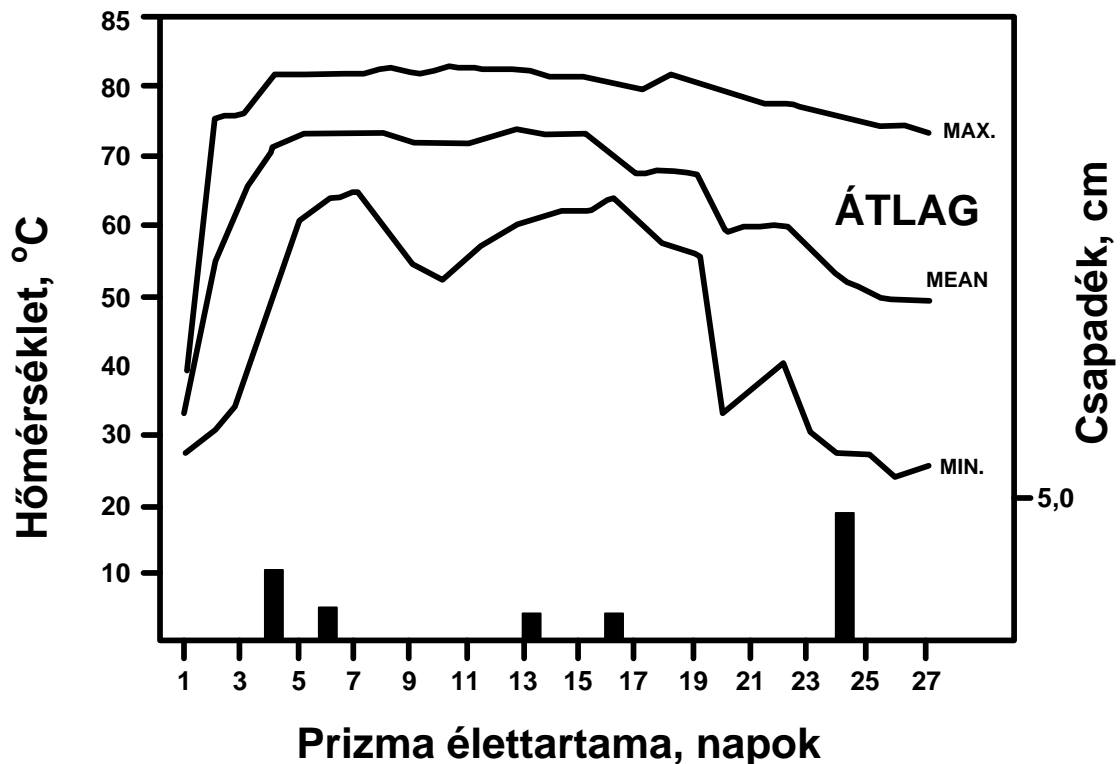
A sztatikus komposzt-halmok jellemző kialakítása látható a **66. ábrán**. Az eddigi gyakorlat során számos alapanyag előkészítési módosítási javaslat történt a területigény csökkentésére. Egyik lehetőség az, hogy az új halmokat a régi halmok alapjára rakják. Más javaslat szerint a halmok méretének, magasságának növelésével ugyanígy jelentős megtakarítás jelentkezik az új halmok kialakításánál. Egyik javaslat sem jelent azonban alapvető technológiai változtatást. Az előző változatot sokhelyütt bevezették, de a halmok magasságát nem igen változtatták. A maximum a nyersanyag felrakásakor valahol 3-4 méter között van.

Az ilyen **komposztálás során az anyag hőmérséklete** a **67. ábrának** megfelelően alakul. Kedvező hőmérséklet-emelkedést lehet biztosítani nyersiszap felhasználásakor hideg és nedves évszakban is a módszerrel. Mint a **67. ábrán** látható, az első 3-5 nap során gyorsan emelkedik a hőmérséklet, majd viszonylag állandó marad. Három hét után kezd csak csökkenni.

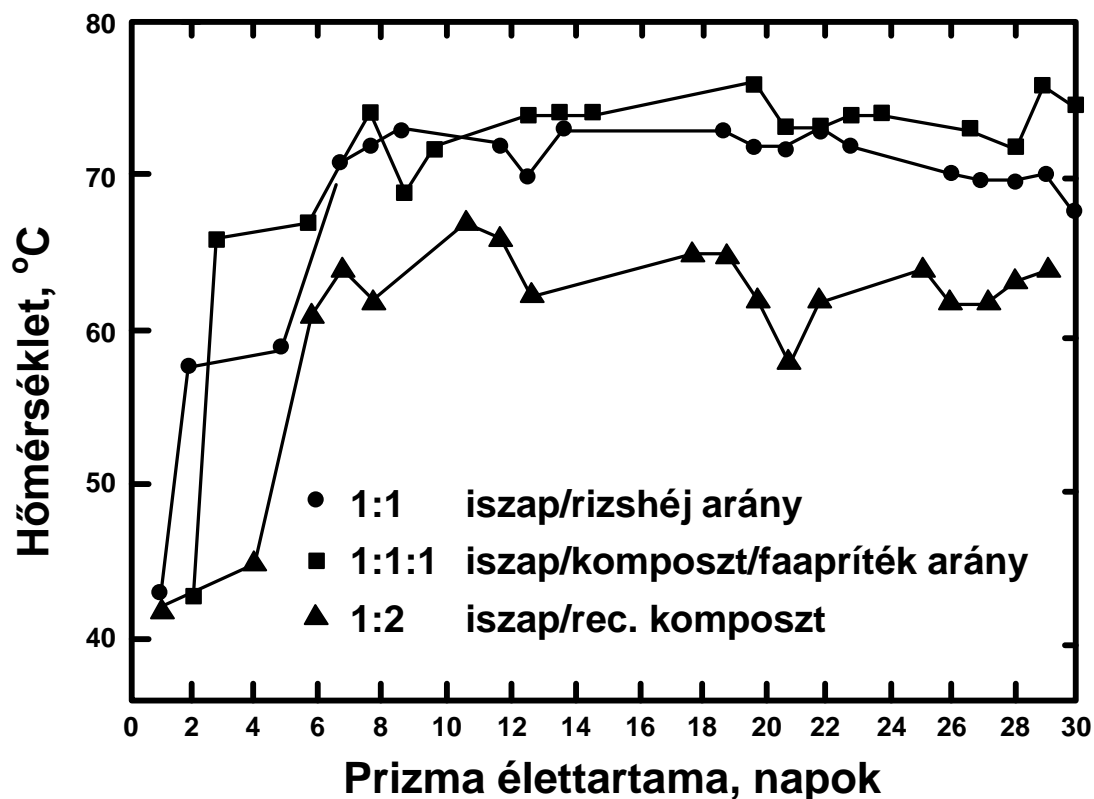
A **68. ábra** különböző szennyvíziszapok és különböző segédanyagok keveréke esetén végzett sztatikus komposztálás hőmérséklet-profiljait mutatja be. Általában jó a hőmérséklet-emelkedés az indulásnál, de az apróbb segédanyagok keverékeknél sokkal több csatornásodási probléma jelentkezik, mint a faforgács strukturáló anyag felhasználásakor. Mind a **67. ábra**, mind a **68. ábrán** a hőmérséklet a klasszikus 21 napos ciklus során megfelelően magas. Ezt követően a megfelelő éréshez további kezelés szükséges. A rostált, előkezelt komposzt érlelése általában 30-60 napot igényel. A rostálást gyakran az érlelés előtt végzik az utóbbi területigényének csökkentésére. Az érlelést is rendszerint levegőztetett halmokban végzik, időszakosan aláfúvatva a halmokat. A levegőztetésre az érlelés során is mindig szükség van.



66. ábra Statikus komposzthalom méretezése 40 m³ víztelenített szennyvíziszap feldolgozásához (Ettlich et al.,1978)



67. ábra A hőmérséklet alakulása nyers iszap - faforgács keverék levegőztetett statikus prizmás komposztálása során. (A fekete oszlopdiagrammok a komposztálás során jelentkező csapadékmennyiséget mutatják (Willson et al.,1977)



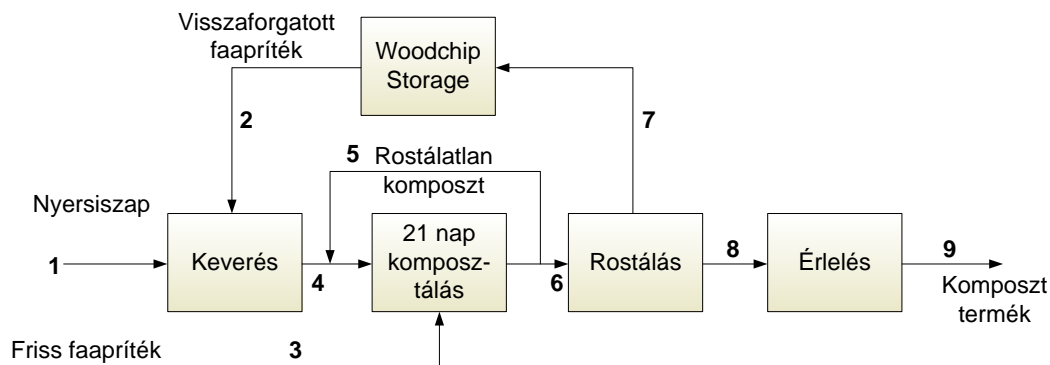
68. ábra A hőmérséklet alakulása rothasztott szennyvíziszap és különböző segédanyagok levegőztetett sztatikus halmokban történő komposztálásakor. Mindegyik mérési pont a halom keresztmetszetében 10 helyen történt hőmérséklet-mérés átlaga (Ettlich et al.,1978)

Egy **strukturanyaggal történő komposztálás példáját** mutatja a **69. ábra**. Ennél a faapríték döntően szerkezetlazító szerepet töltött be, bár a kismértékű cellulóz lebomlásnak mindig van kevés energiatermelése is. A kis részarányú friss faapríték adagolás mellett a kellő nedvességtartalom és porozitás beállításához viszonylag nagy részarányban keverték vissza abban az időben a rostált faaprítékot, ami viszont jelentősen növelte a komposztáláshoz szükséges térfogatigényt, ugyanolyan gyorskomposztálási idő tartása mellett. A **69. ábrán** látható példánál a feldolgozandó szennyvíziszap napi 200 tonna, 20 % szárazanyag-tartalommal. Ez a napi feldolgozott iszapmennyiség a szombathelyi napi iszaphozam 1/5-öd része, tehát az egyes áramok analógiaként jól értelmezhetők. A felhasznált faapríték térfogata a víztelenített szennyvíziszapénak a 3/5-öd része a sikeresnek bizonyult 21 napos komposztálás mellett. Nagy érdeme az ábrának, hogy a faapríték forgatása abban egyértelmű anyagáramokkal jellemzett érték. Ebből jól látható, hogy a kis friss faapríték adagolás mellett csaknem nyolcszorosa annak a rostált, visszaforgatott faapríték mennyisége. Az utóbbi térfogatában a feldolgozott víztelenített iszap mennyiségének a négyszerese (két alsó sorban számolt közelítő érték a **69. ábra** táblázat részében).

A nyers apríték és a rostált apríték mellett van egy további belső recirkuláció is, ami a nyers iszap térfogata másfélszeresének megfelelő mennyiségű rostálatlan komposzt (strukturanyag és komposzt) visszakeverését jelenti. Ez utóbbi további térfogatlazító hatású a nyers komposztkeverékben, miközben megfelelő biológiai visszaoltást is jelent a komposztálás gyorsítására.

Igen jó adatokat ad meg ez a folyamatábra a gyorskomposztálás termékkihozataláról is. Jól látható belőle, hogy az érlelés milyen további stabilizálódást, anyagmennyiség csökkenést

jelent az átalakításnál. Ennek a sztatikus komposztálásnak a jellemző anyagmérlege látható a **69. ábra** alsó részén.



Pont (Anyagáram)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
tonna sza/d	40	205	20	245	78	245	194	50	45
sza, %	20	58	53,4	44,2	52,6	52,6	55	55	58
tonna nedves/d	200	410	37	554	148	466	352	91	77,5
tonna/m ³	1,18	0,61	0,39	0,82	0,60	0,60	0,52	0,79	0,86
m ³ /d	169	675	95,5	675	245	771	675	115	90
V/Vfaapríték	2	8	1	8	3	10	8	1,5	1
V/Vnyersiszap	1	4	0,5	4	1,5	5	4	0,75	0,5

(Köbyard = 0,764 m³; Pound=0,45kg; köbláb =28,3 liter)

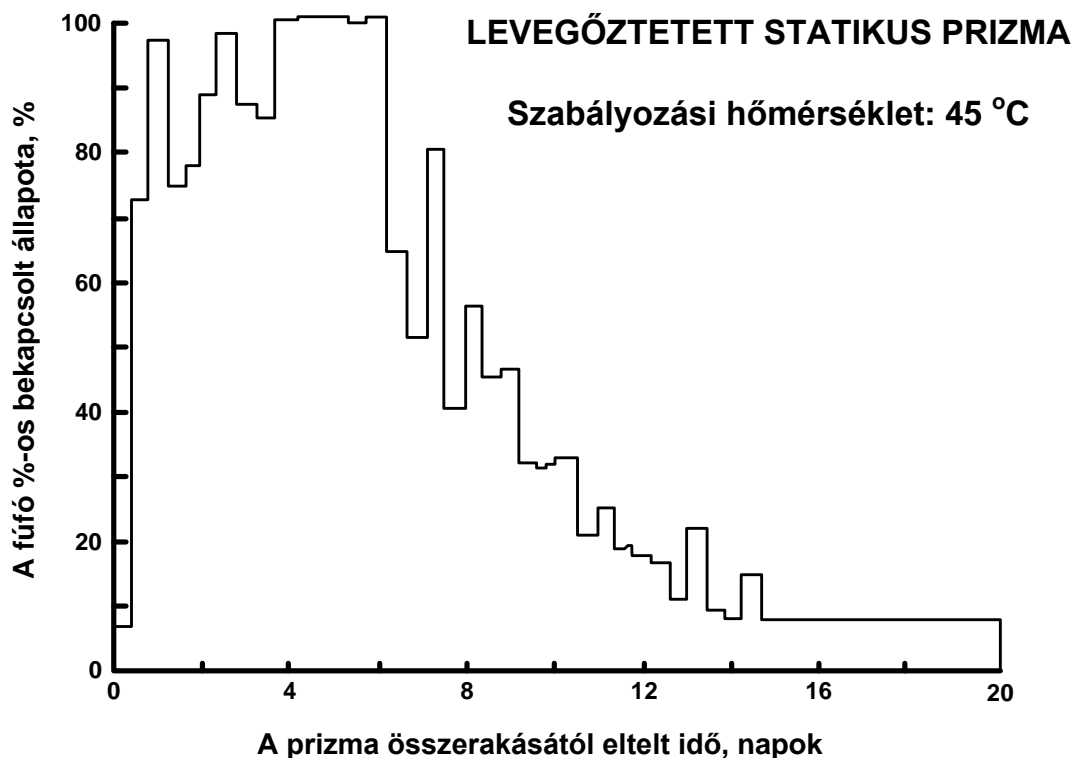
69. ábra Zárt, levegőztetett sztatikus komposztálás anyagmérlege. (A feltüntetett értékek a 91-es év havi átlagai (Haug, 1993); alsó két sor számított közelítő érték)

Pont (Anyagáram)	1	2	3	4	5	6	7	8	9
tonna sza/d	40	205	20	245	78	245	194	50	45
Sza, %	20	58	53,4	44,2	52,6	52,6	55	55	58
tonna nedves/d	200	410	37	554	148	466	352	91	77,5
tonna/m ³	1,18	0,61	0,39	0,82	0,60	0,60	0,52	0,79	0,86
m ³ /d	169	675	95,5	675	245	771	675	115	90
V/Vfaapríték	2	8	1	8	3	10	8	1,5	1
V/Vnyersiszap	1	4	0,5	4	1,5	5	4	0,75	0,5

A 80-as évek további fejlődést hoztak a sztatikus komposztálásban. Legfontosabb a **levegőztetés oxigénigény szerinti pontos szabályozása** szükségességének a felismerése. Ez a fűvők teljesítményének a növelésével volt elérhető. Ez a túlzottan magas hőmérséklet kialakulását megszüntette. A hőmérséklet optimális értékre történő csökkentésével javult a lebomlás sebessége és hőtermelése, amely a másik oldalon ugyanakkor nagyobb vízmennyiség elpárologtatásához vezetett. Ezzel a rostálás kedvezőbb hatásfokát is biztosította.

A levegőbefúvatás gondos szabályozása az ilyen komposztálásnál azonban továbbra is alapkövetelmény. A levegőbevitel mennyisége a hőmérséklet alapján történő szabályozással jelentősen változott, mint azt a **70. ábra** mutatja. A levegőigény a komposztálás első hetében

különösen nagy, majd ezt követően fokozatosan csökken a ciklus további idejében. Ez időben igencsak változó levegőigényt jelent. Egyértelművé vált, hogy ilyen oxigén-igény kielégítése csak nagyobb teljesítményű fűvőkkel lehetséges. A maximális levegőztetési igény biztosítása ezért a tervezés fontos követelménye lett. A kiépítendő fűvőkapacitás mintegy $15 \text{ m}^3 \text{ h} / \text{tonna}$ szárazanyag fajlagos értéknek bizonyult, amivel azután a szabályozás segítségével a komposzthalom levegőterének oxigéntartalma 5-15 % között tartható (Willson et al., 1980). Az újabb tervezések ennek a négyszeresét ($60 \text{ m}^3 \text{ h} / \text{tonna}$ szárazanyag) is alkalmazzák átlagértékként, a csúcsgény kielégítésére pedig ennek a két és félszerese ($150 \text{ m}^3 \text{ h} / \text{tonna}$ szárazanyag) fűvőkapacitás is kiépítésre kerülhet. Erre azonban csak a rendkívül intenzív, pár napos gyorskomposztálásnál van szükség.



70. ábra Fűvőteljesítmény igény a 25 % szárazanyag tartalmú, döntően nyers szennyvíziszap mint alapanyag, segédanyagokkal történő statikus komposztálásakor. (Levegőztetés szabályozása a hőmérsékletről (45°C) visszacsatolással történt.) (MacGregor et al., 1981)

A gyakorlatban vita alakult ki az ilyen komposztálásnál tartandó hőmérsékletet illetően. Az egyik csoport a 45°C körüli értéket favorizálta a mikrobiális tenyészet kedvezőbb környezeti feltételei érdekében. Mások ezt alacsonynak tartják a kellő hőstabilizáláshoz. Valamennyien felismerték azonban, hogy a különösen magas hőmérséklet már káros a mikroorganizmusokra, de a biztonság érdekében inkább a magasabb érték felé mennek el. Ha a tervező egy adott rendszerben megfelelő levegőellátást biztosít, és a szabályozás is hatékony, az üzemeltető lehetősége a hőmérséklet-szabályozás kellő megválasztása a szükséges eredmény eléréséhez. **Lakossági szennyvíziszapoknál általában az 55-65°C közötti tartományt választják a biztonságos pasztörizálás, fertőtlenítés érdekében.** Az üzemeltető ezt a szabályozó értéket (hőmérsékletet) a ciklus vége felé már csökkentheti, ha megfelelő ideig tudta a sterilizálást biztosítani, illetőleg ha a termék kellően patogénmentes.

A komposztálás során történő hő-sterilizáláshoz a megfelelő hőmennyiséget döntően a szennyvíziszap oxidációjánál keletkező hő biztosítja. Szükség esetén ez a segédanyagokkal

tovább növelhető, de tervezni elsősorban a szennyvíziszap hasznosítható energiatartalma alapján kell. Az erre megadott fajlagos értékeket a **21. táblázat** mutatja.

21. táblázat Szennyvíziszap hasznosítható energiatartalma (Burd, 1968; Olexsey, 1974)

Energiahordozó	Égéshő (kcal/g)
Légszáraz fa	3,1
Nyers szennyvíziszap (víz-, és hamumentes)	5,5
Rothasztott szennyvíziszap (víz-, és hamumentes)	2,9

A fenti adatok alapján, figyelembe véve, hogy a hamutartalom a rothasztott szennyvíziszapoknak mintegy a harmada, a vízmentes iszapra, tehát az iszap szárazanyagára számítható hasznosítható energiatartalma csupán 2 kcal/g iszap szárazanyag körüli érték. Ez az érték figyelembe veszi, hogy a szerves anyag egy része nem oxidálódik, tehát nem termel hőt a komposztálódásnál.

A különböző anyagok biológiai lebomlásánál keletkező **hő egy része az anyag felmelegítésére, más része a víztartalmának elpárologtatására fordítódik**. A fűtőérték ezért az égéshőnél kisebb, mert a reakció során víz keletkezik, ami gyakorlatilag minden esetben gőz halmazállapota miatt csökkenti a jelentkező, vagy hasznosítható hőmennyiséget (fűtőérték).

Ököltszabályként azt is javasolták, hogy a különböző anyagok égéshőjét a 3,4 (+/- 0,2) kcal/g KOI értékkel számolják. Mivel szennyvíziszap 1 g szerves anyagának a KOI-je 1,5 g körül van, a szerves anyagra számolható az égéshő 5 kcal/g szerves anyag körüli érték. Ha azonban itt is figyelembe vesszük a hamutartalmat, a rothasztott iszap égéshője csak a korábbiakban megadott érték kétharmadára, azaz 3 kcal/g iszap szárazanyag értékre adódik. Az előző adatot látszanak igazolni Zaroni és Mueller (1982) vizsgálatai, akik a különböző primer, szekunder és rothasztott szennyvíziszapok esetére is hasonló összefüggést találtak.

Az előző táblázatból látható, hogy a rothasztott szennyvíziszap égéshője a nyers iszapénak alig valamivel több, mint fele. Ez egyrészt a metántermelés szerves anyag tartalom csökkentő hatásából adódik (hamutartalom nő), másrészt abból, hogy a biológiailag könnyebben bontható szerves anyag alakult metánná, s a maradék további biológiai lebonthatósága erősen korlátozott. A különböző szennyvíziszapok égéshője az iszap összetételétől (fehérje, szénhidrát, zsír) nagymértékben függ. A szerves anyag komposztálása során a bonthatatlan szerves anyag hányad tovább csökkenti a szerves anyagból ott biológiai oxidációval kinyerhető energiamennyiséget. Az ilyen biológiai bontás (komposztálás) során tehát energia csak a KOI biológiailag lebontható, vagy lebontásra kerülő hányadából keletkezik. A különböző alapanyagok égéshőjének a kalorimetriás meghatározása tehát támpontot ugyan nyújthat a komposztálásuknál keletkező hőmennyiség becslésére, de minden esetben figyelembe kell venni mellette az illető anyag a komposztálással történő lebonthatóságát is. Az alapanyagok víz és szilárd anyag tartalma, mint külön komponens veendő figyelembe a részletes termodinamikai számításoknál.

Nyersanyagok kondicionálása

A komposztáló rendszerek tervezőinek és üzemeltetőinek kevés lehetőség áll rendelkezésre, mellyel jelentősen szabályozhatják a komposztálás folyamatát. Egyik meghatározó lehetőségük az alapanyag megfelelő energetikai előkészítése, kondicionálása. A nyersanyagok mennyiségét úgy kell megválasztani, hogy a biológiai átalakítás során a nyersanyagokból keletkezzen annyi hő, amennyi a komposztálás, a termék fertőtlenítése és megkívánt szárítása érdekében elengedhetetlen. A komposztálás hőmérsékletét, sebességét is ez a hőmennyiség biztosítja.

Mint a korábbiak részletezték a kellő nedvességtartalom, valamint a szabad levegőtérfogathányad (mechanikai kondicionálás, valamint a bontható szerves C és redukált-N tartalom aránya (kémiai kondicionálás) is alapfeltétel mindezekhez. A komposztáláshoz szükséges mikroorganizmusok a szennyvíziszapban rendelkezésre állnak, de a komposzt, vagy strukturanyag visszaforgatás tovább javítja az ilyen ellátottságot.

Az alapanyag összekeverése a fentieknek megfelelően fizikai, vagy szerkezeti, kémiai, illetőleg termodinamikai, vagy energetikai kondicionálást jelent. Ezek közül

Fizikai vagy szerkezeti a nedvességtartalom, valamint a szabad levegőtérfogat beállítása.

Kémiai a szén/nitrogén hányad optimális beállítása és a pH esetleges stabilizálása.

Termodinamikai, vagy energetikai az alapanyagok szerves anyag, illetőleg biológiailag bontható részének a helyes beállítása.

Fizikai kondicionálás, vagy szerkezet kialakítás

A széles körben komposztálásként ismeretes eljárás fél-szilárd, jelentős szabad gáztérfogatot tartalmazó anyagokkal dolgozik. Az alapanyagokat akár prizmába, halmokba, vagy reaktorokba rakják, alapvető kérdés a keverékük kiindulási nedvességtartalma. A különböző alapanyagok esetén kimért, alkalmazható tartományok a **22. táblázatban** láthatók.

22. táblázat Különböző komposztálható anyagok javasolható maximális kiindulási nedvességtartalma (Golueke, 1977)

Anyagtípus	Nedvességtartalom %
Szalma ^a	75-85
Fa (fűrészpor, apríték)	75-90
Kerti hulladék (fű, falevél)	50-55
Rothasztott, vagy nyers szennyvíziszap	55-60

A nedvességekötő és energiahordozó segédanyag felhasználásakor nitrogén tápanyag szükséges a megkívánt C/N arány beállítására.

Az egyes tartományok, a különböző anyagok nedvességtartalmai, láthatóan azok mechanikus tulajdonságaiktól is függenek. A szálás, vagy darabos anyagok, mint a szalma, vagy faapríték, nagy mennyiségű víz felvételére képes, miközben megtartja a szerkezeti állagát és porozitását. McGauhey és Gotaas (1985) szalma és zöldhulladék keverékénél 85 % nedvességtartalmú alapanyagot is tudtak komposztálni. 76 % nedvességtartalom azonban már soknak bizonyult, ha a szalmát papírral helyettesítették.

A kellő porozitás, szabad levegőtérfogat a komposzt-keverékben a jó levegőztetés érdekében alapvető. Feltételezhető, hogy az optimális nedvességtartalom mindenféle alapanyagra annak a szabad levegő-térfogata függvényében változik. Általában igaz, hogy a szálásabb, merevebb, strukturáltabb anyagok nagyobb nedvességtartalom mellett is megfelelő szabad gáztérrel rendelkeznek. Az optimális nedvességtartalom ennek megfelelően egy kompromisszum, amely megfelel a mikrobiális tevékenységnek, és a szükséges oxigénellátás igényének is.

A megfelelő nedvességtartalom és szabad gáztérfogat fenntartása a komposztálás során több tényező kiegyensúlyozása érdekében is elengedhetetlen. A biológiai átalakításon túl ugyanis a komposztálás befejezésére kellően száraz termék előállítása a feladat. Ez a tulajdonképpeni komposztálást követően még további utókezelést, tárolást, csomagolást igényel. A termék szállíthatósága és kihelyezhetősége (kiszórhatósága) is meghatározó szempont. Nem biztos, hogy minden igényt egyszerre sikerül biztosítani. A kiindulási nedvességtartalom és szabad gáztérfogat igénye azonban a komposztálás gyors beindulásához és a szükséges üzemi hőmérséklet eléréséhez mindenképpen elengedhetetlen. Ez a követelmény egyébként a komposzt alapanyagok összekeverésekor manuálisan is jól ellenőrizhető.

Gyakorlatilag 35 % szárazanyag-tartalomtól kezd az elméletileg számított érték jól egyezni a mért értékekkel. Legtöbb komposztálásra kerülő szennyvíziszap keverék 40 % körüli szárazanyag, vagy 60 % nedvességtartalommal kell, rendelkezzen. Ha az iszaphoz fűrészport vagy más strukturáló anyagokat kevernek, a szabad gáztér már ennél nagyobb nedvességtartalomnál is elegendő lehet a folyamat beindításához.

A fűrészpor, faforgács és a kerti hulladék térfogatsúlya jelentősen eltérő és változó is lehet. Néhány fűrészpor esetén alig 0,15 kg/l ez az érték. A keverékek kialakuló térfogatsúlya sem egyezik meg az alapanyagok térfogatsúlyának az átlagával. Ha kevés fűrészport adnak nagyon nedves szennyvíziszaphoz, az utóbbi a teljes fűrészpor mennyiséget fölveszi, mintegy elnyeli, és a keverék térfogatsúlya alig csökken az iszapéhoz képest. A kialakuló térfogatsúlyt a bekeverés módja is jelentősen befolyásolja. A száraz levélzetnek általában nagyon kicsi a térfogatsúlya, ami azok aprításával ugyanakkor jelentősen nőhet.

Többféle megoldás is lehetséges a túlzottan nedves alapanyagok nedvességtartalmának csökkentésére. Legegyszerűbb a kész, kellően kiszáradt komposzttermék részleges visszakeverése a nyersanyagba. Más lehetőség segédanyagok, mint fűrészpor, kerti hulladék adagolása az előzővel kombináltan vagy nélküle. További lehetőség a strukturáló anyagok, mint a faapríték adagolása. Ugyancsak lehetséges a nedves alapanyag előszárítása.

Mindig a keverék megkívánt szárazanyag tartalma határozza meg a szükséges fizikai kondicionálás, a termék egy része recirkulációjának a mértékét. Ha a termék szárazabb, kevesebb anyag visszaforgatása szükséges. A gyakorlatban a visszaforgatott mennyiség minimalizálására törekcsenek, hogy a napi feldolgozó kapacitás maximális legyen. Vigyázni kell azonban, hogy a nedvességtartalom ne növekedjen, illetőleg a szabad gáztérfogat ne csökkenjen túlzottan az optimális tartomány alá. **A tervező szempontjából biztonságosabb a nagyobb szárazanyag tartalom beállítása, és rábízni az üzemeltetőre, hogy a gyakorlat során csökkenthesse, optimalizálhassa a szükséges visszaforgatást.**

Fizikai kondicionálás késztermék részleges visszaforgatásával és segédanyagokkal

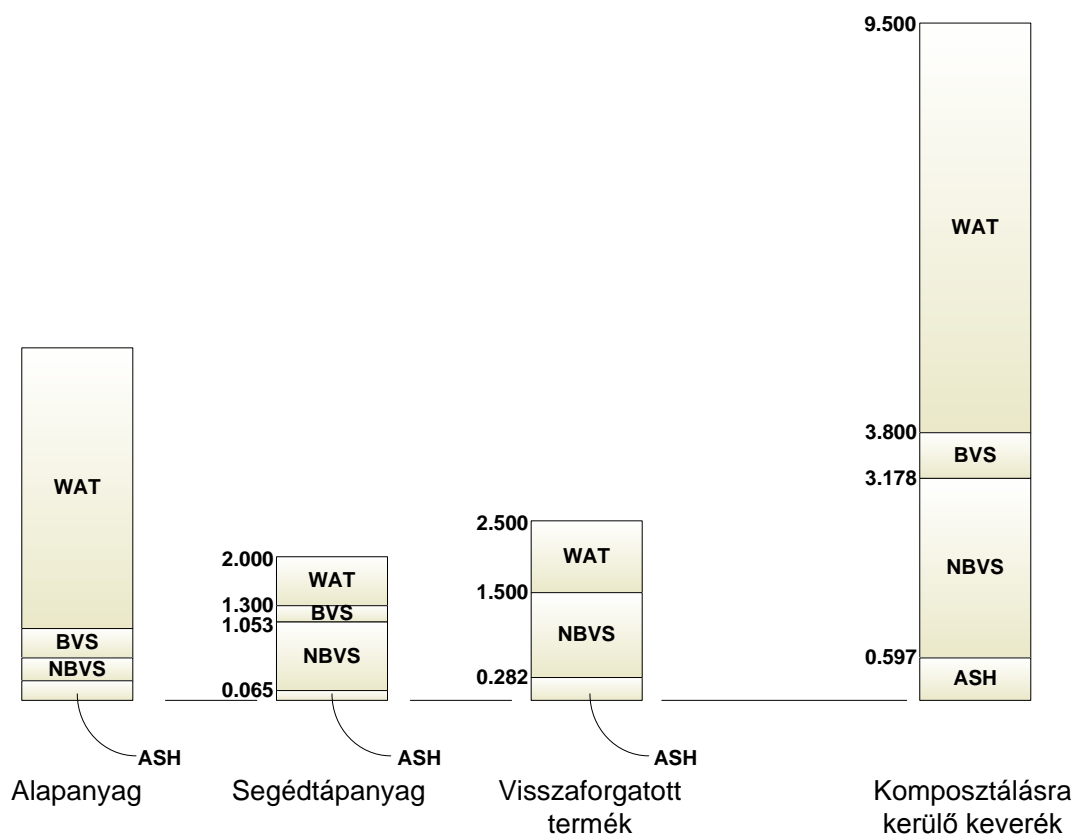
Ha a késztermék részleges visszaforgatása nélkül kívánják strukturáló anyagokkal beállítani a komposzt alapanyagot (szerkezeti kondicionálás), túlzott mennyiségű töltőanyag, vagy strukturáló anyag szükséges. Ez általában nagyon drága. Gondot jelent ugyanakkor az utókezelésnél a nagymennyiségű töltőanyag elválasztása és visszaforgatása is. Éppen ezért általában a vegyes megoldás a gyakorlat. Ilyenkor kevesebb töltőanyagra van szükség a nedvességtartalom és szabad gáztérfogat megkívánt értékének a beállításához. Egy ilyen lehetőség anyagmértékét mutatja be a **71. ábra**.

A szerkezetjavító segédanyag méreteloszlása fontos paraméter. Csak akkor igazán hatásos, ha a mérete durvább, egyébként szabad gáztérfogat növelő hatása kevésbé érvényesül. Fűrészporral, vagy liszt-szerű anyaggal a kívánt hatás elérése teljesen reménytelen. Talán ezért, a faforgács szárazanyag tartalmát, részecskeméretét is előírásban rögzítették helyenként. Az ilyen anyagok szárazanyag tartalmát 50-75 % között, szemcseméretét 5-12,5 mm (1 inch) között ajánlották (Haug, 1993). A nagyobb méretű részeket azért nem célszerű strukturáló anyagként felhasználni, mert azok a rostálást nehezítik, illetőleg ronthatják a késztermék küllemét. A komposztot illetően az abban előfordulható részek maximális méretét 10 mm alatt javasolják, ha növénytermesztési, talajréteg fedési célra kívánják hasznosítani.

A 11.8. ábra példájánál 20 % szárazanyag tartalmú iszap komposztálása látható, mely iszapban a szárazanyag 25 %-a (izzítási maradék) hamu. A szerves anyagnak pedig a 0,375/0,75-öd része, azaz átlagosan 50 %-a biológiailag bontható. Ez egy gyengén rothasztott iszapot mutat, mert a nyers és a jól kirothasztott iszapok fajlagos értéke közötti értékkel rendelkezik. A segédanyag 30 % nedvességtartalom körüli faapríték a nyers iszap 40 %-os tömegarányában adagolva, míg a nyers iszap fele tömegének megfelelő mennyiségű kész komposzt (60 %

szárazanyag tartalommal) kerül recirkuláltatásra az alapanyag bekeveréshez (fizikai kondicionálás).

A **71. ábra** példájánál az anyagáramok, vagy keverési arányok térfogatban is kifejezhetők az ábrán megadott tömegeken túl. Látható, hogy az $1,15 \text{ t/m}^3$ sűrűséggel számolva az 5 t víztelenített iszap 4,356 köbméter, míg vele szemben a 2 tonna faapríték 8 m^3 körüli térfogatú. A faapríték / nyers iszap térfogatarány alig valamivel kevesebb, mint 2. A faaprítékkal szemben (65 % szárazanyag tartalmú) a visszaforgatott kész komposzt és rostamaradék keveréke, amely biológiailag bontható szerves anyagot a feltételezések szerint már nem tartalmaz, csak 60 % szárazanyag tartalommal rendelkezik. Ez a különbség a faapríték nedvességtartalmától persze gyakorlatilag szinte elhanyagolható. Fontos viszont kiemelni, hogy a visszaforgatott anyag fajsúlya inkább a faaprítékéhoz esik közelebb, különösen, ha az gyakorlatilag csak a rostamaradék (döntően maradék faapríték). Ha azt a faaprítékével azonosnak vesszük, a recirkuláltatott rostamaradék térfogata a nyersiszapénak éppen a kétszerese.



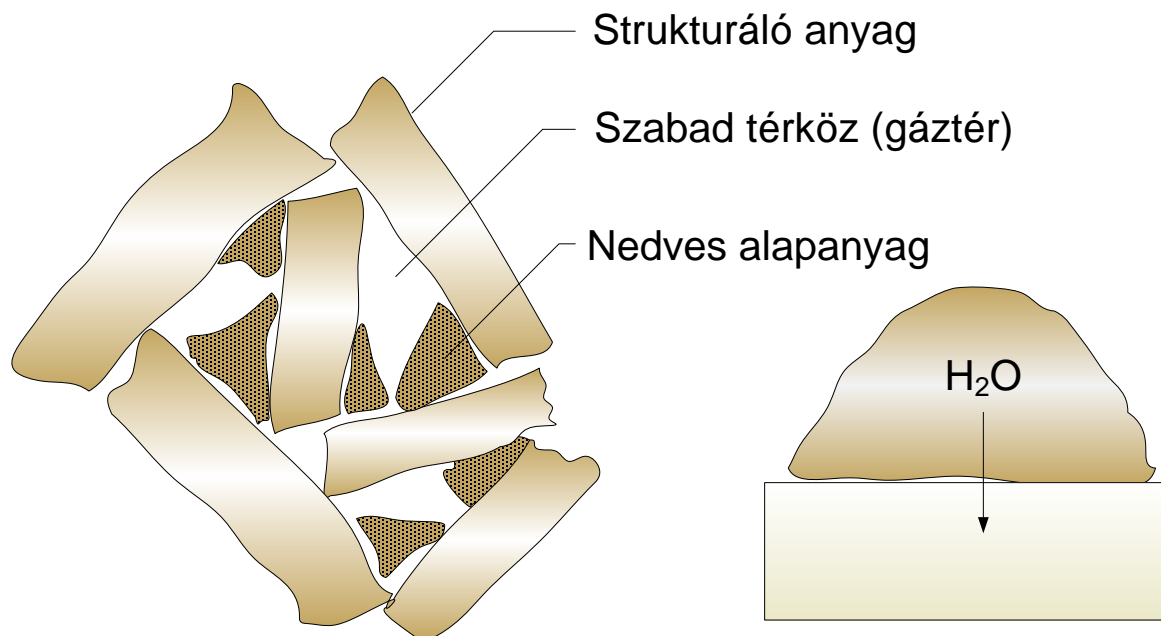
71. ábra Komposzt alapanyag kondicionálás a késztermék részleges visszaforgatásával és strukturáló anyag felhasználásával

WAT - vízmennyiség, BVS - biológiailag bontható szerves anyag,
NBVS - biológiailag bonthatatlan szilárd anyag,
ASH - hamu és inert anyag mennyiség.

A teljes anyagmérleget illetően tehát egy térfogategységnyi nyersiszapához 2 térfogategységnyi nyers faapríték és két térfogategységnyi rostamaradék kerül bekeverésre. A nyers strukturanyag / nyers iszap térfogati keverési-arány tehát 4 ennél a példánál. Nyilvánvalóan ez biztosítja ilyen alapanyagoknál a komposztkeverék megfelelő nedvességtartalmát és szabad gáztérfogatát (porozitás).

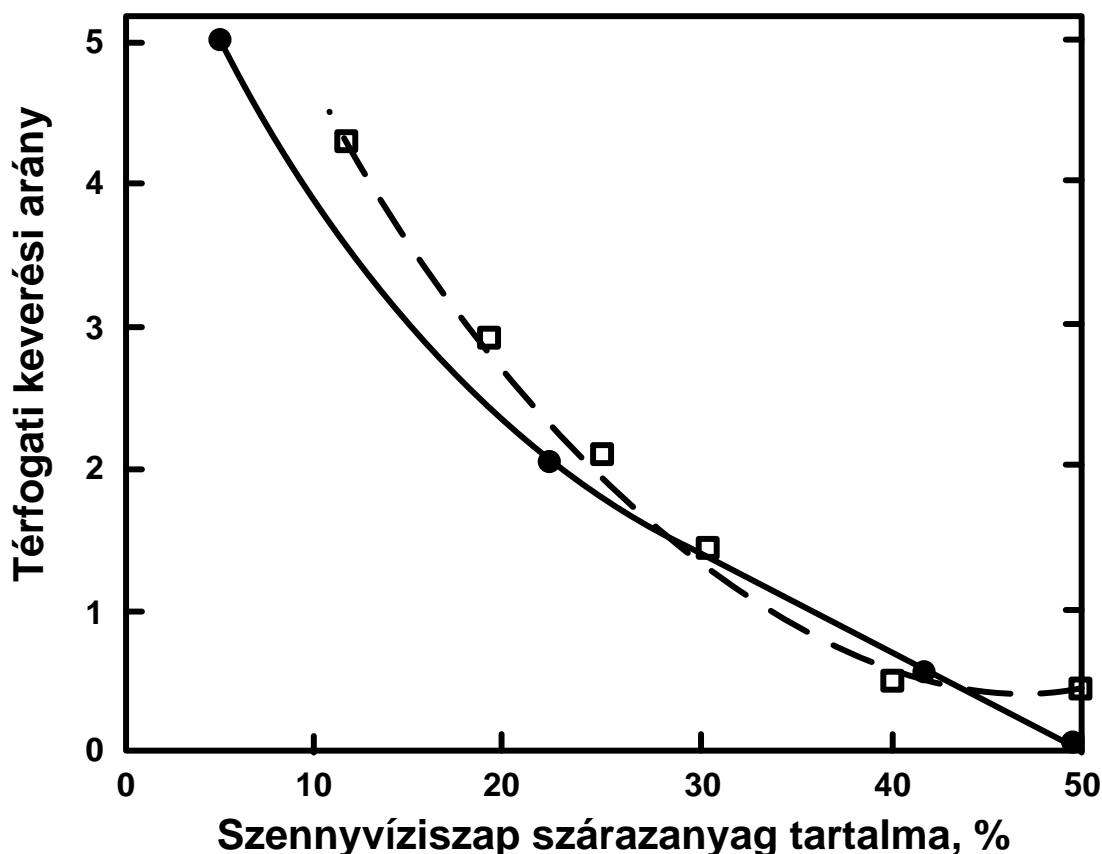
A részecskeméret a bontható szerves anyag mennyiség növelése tekintetében is fontos. Az energetikai céllal adagolt segédanyag esetében a finomabb aprózottság, mint a fűrészporé, kedvezőbb. Túl sok ilyen finom anyag hányad ugyanakkor kedvezőtlen a szabad gáztérfogat növelése, strukturáltság érdekében, de nagyon kedvező az energia hasznosítás oldaláról. Mindkét igény gondosan mérlegelendő ezért az ilyen komposzt alapanyag keverés esetén.

A nedves iszapokban szabad gáztérfogat gyakorlatilag nincs. A strukturáló anyagok feladata éppen az anyag vázszerkezetének olyan erősítése, amely szabad gázterek kialakulását eredményezi, biztosítva a jobb levegő, oxigén ellátást. A töltőanyag egy szerkezet-kialakító szilárd vázként hat a rendszerben. A szabad gáztérfogatot, vagy pórustérfogatot a strukturáló anyag alakja és mérete befolyásolja leginkább. Elvileg a nedves komposzt alapanyag keverék úgy tekinthető, mint a szilárd és gázterek valamilyen statisztikus keveréke (72. ábra).



72. ábra A strukturáló / töltőanyagok szerepe a víz nedves anyagból történő adszorpciójának érzékeltetésével

Számos töltőanyag alkalmazására sor került az eddigi gyakorlatban, közöttük a faapríték, aprított városi zöldhulladék, szalma, fűrészpor a legjellemzőbbek. Ezek többsége cellulóz alapú, és a komposztálás kisebb-nagyobb mértékben elbomlik. A töltőanyag mennyisége így csökken, ami a visszaforgatásakor pótolandó. Természetesen rostálás utáni visszaforgatásról csak a darabosabb strukturanyagoknál beszélhetünk. A töltőanyagok víz-adszorpciója jelentős lehet, faapríték esetén a 250 kg/m^3 térfogatsúllyal rendelkező 1 m^3 -nyi 40 % nedvességtartalmú faapríték 60 % nedvességtartalomig képes telítődni. Ehhez csaknem 125 kg vizet képes felvenni. Az ilyen faapríték porozitása egyébként 40 % körüli, amiből jól látható a vízmegkötő képesség jelentősége. Az iszap szárazanyag-tartalmának növeléséhez szükséges faapríték aránya a 73. ábrán látható (Willson, 1977). A görbe adatai alapján becsült értékek azonban az előző példánál lényegesen kisebb értékeket adnak. A cellulóz anyagok jó nedvességmegkötő képességgel rendelkeznek. A nem porózus segédanyagok ilyen funkciót nem teljesítenek. A porózus, de vízzel tele töltőanyagot a visszaforgatás előtt célszerű kiszárítani. A vízmegkötés mértéke rendkívül fontos, mert növekedésével csökken a töltőanyagigény, nő a szabad gáztérfogat.



73. ábra A kondicionáláshoz szükséges faapríték hányad függése a szennyvíziszap nedvesség-tartalmától. (Folytonos vonal Willson (1977) adatsora, a szaggatott Epsteiné (1979))

Kémiai kondicionálás

A C/N arány meghatározása a vízműveknél, vagy a szennyvíztisztítók laboratóriumaiban nem gyakorlat. Ennek oka a széntartalom mérésének hiánya. Új-zélandi kutatók (Anon, 1951) a széntartalom számítására a következő összefüggést javasolták:

$$C \% = 100 (100 - \text{hamu} \%) / 1,8$$

A hamutartalmat legtöbb laboratóriumban mérni tudják. A számított érték 2-10 %-os hibán belüli az új-zélandi vizsgálatok alapján, ami legtöbb gyakorlati esetben elégséges.

A különböző anyagok biológiailag bontható hányada azok lignintartalma alapján a következő egyenlettel számítható (Chandler et al., 1980):

$$B = 0,830 - (0,028)X$$

ahol B = a szerves hányad (illó rész) biológiailag bontható része,
X = lignintartalom, az illó rész %-ában (lásd később).

A széntartalommal szemben az alapanyagok nitrogéntartalmát viszonylagosan pontosan megadják a kézikönyvek, illetőleg a szennyvíziszapét a komposztáláshoz rendszerint mérik is. A C:N arány beállítása a komposztálás alapvető kérdése, hogy ne lépjen fel jelentősebb nitrogénveszteség a művelet során. Rendszerint 30-35 körüli érték a kedvező, de lassúbb komposztálódásnál a kisebb érték fele tolódhat el az optimum, vagy akár 30 alatti is lehet. A többi talajtápanyagok, elsősorban a kálium adagolása rendszerint a fás anyagok bevitelével

történik, de történhet fahamu adagolás is. A pontos káliumigény beállítása rendszerint a kész komposztban történik meg, hiszen a káliumsóval nitrát bevitele is történik, ami a komposztálásnál elveszhet.

Egyéb komposzt segédanyagok adagolása nagyon sok komposztálással foglalkozó kézikönyvszerű összeállításban megtalálható.

Energetikai kondicionálás

A komposztálás "hajtóereje" az az energia-felszabadulás, amely a szerves anyagok lebomlásakor keletkezik. Ez emeli meg a rendszer hőmérsékletét, szárítja a komposztálandó anyagot, valamint biztosítja a mikroorganizmusok számára szükséges magasabb hőmérsékletet. A lebontásnál keletkező energia hasznosítása révén tudják a mikroorganizmusok a szükséges anyag-átalakítási folyamatokat véghezvinni. Ezzel a folyamattal párhuzamosan azonban a komposztthalomban a szerves anyag polimerizációs, polikondenzációs átalakulásai is folynak, éppen a lebonthatatlan frakciónak minősített szerves rész, a lignin származékai segítségével. Az utóbbi átalakulások energiaigényét ma még nem tudják számolni, ezért elhanyagolják. Nyilvánvaló, hogy ez valamekkora hibát is jelent a gyakorlati számításoknál.

Az alapanyag lebontásához, majd a komposzt felépítéséhez, s a kellő fertőtlenítéshez és termékiszáritáshoz szükséges energia az úgynevezett energetikai kondicionálás feladata.

Két meghatározó eset különböztethető meg a komposztálás energiaigénye tekintetében. Az egyik, amikor az energiaellátás bőséges mind a komposztáláshoz, mind a termék megkívánt szárításához. A másik, amikor az alapanyag energiataralma csak a komposztálás hőmérsékletének, illetőleg a fertőtlenítésnek a biztosításához elegendő. Ilyenkor a termék szárítása csak korlátozottan lehetséges. Alapvető, hogy az alapanyagban legyen elegendő energia legalább a komposztálás és fertőtlenítés, de inkább mindkét cél teljesítéséhez. A szükséges energetikai számítások a továbbiakban csak érintőlegesen kerülnek bemutatásra, inkább csak a végeredmények ismertetésére kerül sor. A számításnak mindig azt kell bizonyítani, hogy elegendő-e az alapanyag energiataralma a kívánt cél elérésére.

A komposztálásnál általában késztermék visszaforgatás és töltő, strukturáló anyag adagolása is történik. Ezek nincsenek külön számításba véve a közelítő számításoknál, mert ezek az anyagáramok döntően belső recirkulációt jelentenek a rendszerben, így nem befolyásolják annak az energiamérlegét. Ezek az egyes lépcsők belső anyagmérlege vonatkozásában fontosak lehetnek, de a teljes rendszerre ezektől rendszerint el lehet tekinteni. Kivétel, amikor ezeket az anyagokat a visszaforgatás előtt jelentősebben szárítják. Ez viszont alig gyakorlat a szennyvíziszap komposztálásánál.

Relatív víztartalom, W

A korábban bemutatott víztelenített szennyvíziszapok példái kellőképpen jellemzőek a gyakorlatban a nedves alapanyagok komposztálására. A helyzet megítélésére alkalmas ökölszabály esetükben a W érték meghatározása, ami a korábbi példa alapján a nyersanyag, vagy alapanyag nedvességtartalmának az alapanyag biológiailag bontható szerves anyag tartalmára vonatkoztatott hányada. A W meghatározása fontos gyakorlati jelentőséggel bír, hiszen a párologtatás az összes energiaigény döntő része.

$$W = \frac{\text{g alapanyag nedvességtartalom}}{\text{1 g lebontott szerves alapanyag}}$$

A korábban vizsgált példák anyagmérlegének ellenőrzésénél bebizonyosodott, hogy a komposztálás során keletkező víz mennyisége közelítőleg megegyezik a végtermékbe kerülő víz mennyiségével. Ezért az alapanyaggal bevitt teljes vízmennyiség gyakorlatilag elpárologtatandó. A fentebb adott példában ez 4 kg volt, ami csaknem megegyezett az

elpárologtatott víz mennyiségével. Az alapanyag biológiailag bontható szerves anyag mennyisége ugyanakkor 0,48 kg volt. A kettő hányadosa, a $W = 4,0/0,48 = 8,3$.

A gyakorlatban mintegy 8-10 g víz / g biológiailag bontható szerves anyag az a fajlagos vízmennyiség (W), ami a komposztálás folyamatában elpárologtatható. Mivel a víztartalom elpárologtatása a legnagyobb energiaigény, ez a mutató jól alkalmazható a prizmás komposztálás energiaellátottságának megítélésére.

Ha a $W < 8$, az alapanyag energiatartalma elegendő a víztartalmának az elpárologtatására. Ha ez az érték tíznél nagyobb ($W > 10$), az alapanyag energiatartalma önmagában nem elegendő a víztartalmának az elpárologtatására. Ilyenkor a korábbiaknak megfelelően a komposztalom hőmérséklete csökken, vagy kisebb kiszáradás érhető el a terméknel.

Hangsúlyozni kell, hogy a W, csak mint tájékoztató paraméter javasolható a komposztálás energiaellátottságának a megítélésére. Pontos tervezésnél nem helyettesítheti a komplett anyag és energiamérleget.

Relatív energiatartalom, E

A W számításának egyik hiányossága, hogy feltételezi, hogy mindenféle szerves anyag ugyanolyan égéshővel rendelkezik. Természetesen az anyagok égéshője, fűtőértéke jelentősen függ az összetételüktől. Az előbbi hiba tehát éppen ennek a figyelembe vételével küszöbölhető ki. Ismételten a fenti példára hivatkozva kiszámítható, hogy a 0,48 kg biológiailag bontható szerves anyag 5550 kcal/kg fajlagos égéshő esetén 2664 kcal energiatartalmat jelent. Elosztva ezt a 4 kg elpárologtatandó vízmennyiséggel, a kapott fajlagos érték 666 cal/g H₂O. Ezt a fajlagost a párologtatáshoz rendelkezésre álló fajlagos kalóriatartalomnak (E) nevezték el.

Energetikai megfontolások alapján a 700 cal/g fajlagos érték elégséges a komposztálás hőmérsékletének, és a szárítás mértékének az egyidejű biztosításához. Ha az $E < 600$ cal/g, a kiszáradás mértéke csökkenhet, miközben a kívánt hőmérséklet még fenntartható. Az E a W-hez hasonlóan csak közelítő információt biztosít.

80 % nedvességtartalmú nyers szennyvíziszapnál, melynek a szerves anyag hányada 65 %-ban bomlik le a komposztálás során, 5550 cal/g szerves anyag fajlagos égéshőt feltételezve a szerves anyagra, a W 7,69 értéknek, az E pedig 720 cal/g értéknek adódik. Megállapítható tehát, hogy a nyers szennyvíziszap rendelkezik olyan energiatartalommal, amely a komposztálását energetikai kondicionálás nélkül is lehetővé teszi.

Ezzel szemben egy 55 % szerves anyag tartalmú, és hasonló nedvességű (20 % szárazanyag) rothasztott szennyvíziszap, amelynek a szerves anyag tartalma csak 45 %-ában bomlik csak le a komposztálás során, de a szerves rész **fajlagos égéshője a nyers iszapéval megegyező**, a számítások alapján $W=16,2$, és $E=343$ cal/g mutatóval rendelkezik.

Láthatóan a rothasztott szennyvíziszap segédanyag nélkül nem tudja biztosítani a komposztáláshoz szükséges energiaigényt. Ha a komposzt alapanyag nem rendelkezik kellő energiatartalommal, a termék minőség-rontásával (nedvesebb komposzt) még mindig biztosítható a komposztálás hőmérséklete. További, ténylegesen eredményes lehetőség az energiakondicionálás, segédenergia forrás adagolása (bontható szerves anyag tartalmú segédanyag), vagy az iszap előzetes szárítása.

Nedvesebb komposzt-termék előállítás.

A kisebb elpárologtatott vízmennyiség miatt ilyenkor a kisebb fajlagos energiatartalmú anyagok is komposztálhatók. A légszerű csökkentése csökkenti ilyenkor az elpárologtatott vízmennyiséget. Ez kisebb hővesztést jelent a komposzt-anyagban. A fertőtlenítéshez szükséges hőkezelést azonban a komposztálásnak ilyenkor is biztosítani kell. Gondot jelenthet ezért a hőmérséklet túlzott csökkenésekor, hogy a termék minősége romlik, esetlegesen utólagos szárítására lehet szükség. A túlzottan nedves késztermék nem piacképes.

Más lehetőség ilyenkor mechanikailag stabil szárazabb segéd- vagy töltőanyag (száraz tőzeg) adagolása a komposztáláshoz, vagy akár a végtermékhez. A száraz fűrészpor előzetes adagolása is kedvező lehet, ez szárít is és az energiaellátottságot is javítja, megkönnyítve a szükséges végső nedvességtartalom elérését.

Fokozott mértékű elővíztelenítés.

Ez a kommunális szennyvíziszapok esetében a nagyobb szárazanyag tartalmú iszaplepeny előállítását jelenti a víztelenítésnél. Az előző rothasztott szennyvíziszapos példa esetében, ha az iszap víztelenítését 35 % szárazanyag tartalomig tudják fokozni, a W értéke 7,5, az E pedig 745 cal/g lesz. Az ilyen alapanyag már megfelelőnek látszik az energetikai kondicionálás komposztálásra. Természetesen a technológia leginkább a késztermék részleges visszaforgatásával történő üzemmódban valósítható meg. Nedves lakossági szennyvíziszapok, hulladékok esetében az alapanyag víztelenítése / szárítása az egyik legjobb lehetőség az energiakondicionálásra.

Késztermék részleges visszaforgatása

Ezt a megoldást egy korábbi fejezet már részletezte. Sikeresen alkalmazzák nedves alapanyagok szerkezeti kondicionálására. Az ilyen recirkuláció azonban nem növeli az alapanyag keverék bontható szerves anyag tartalmát. A recirkuláció egy zárt kör, amely nem befolyásolja az energiamérleget. A fajlagos energiatartalom növelése csakis az alapanyag minőségének változtatásával, vagy segédanyag hozzáadásával lehetséges.

Részlegesen lebomló segédanyag adagolása

A segédanyag egyedüli, vagy a késztermék részleges visszaforgatásával együtt történő adagolását a korábbi technológiai ábrákon bemutatott szerkezeti kondicionálás tárgyalásánál már részletesen bemutatták. A segédanyag önmagában is jó szerkezeti kondicionálást biztosíthat, de jelentős költségtöbbletet is okoz. Ezt valamelyest csökkenti, hogy azzal kis mennyiségű energiatöbblet is bevihető a komposztálásba a segédanyag biológiai lebomthatósága és kedvező nedvességtartalma esetén. A késztermék egy részének visszaforgatása ezzel szemben a szerkezeti kondicionálást ugyan biztosítja, de nem jelent további energia-bevitelt a rendszerbe.

Kombinációjuk választása csökkentheti a segédanyag igényt, és az azzal jelentkező költségtöbbletet. A segédanyag szükséges mennyiségének közelítő meghatározása azon a tényen alapul, hogy a párologtatás energiaigénye általában az összes energiaigény 70-80 %-a. A párologtatás hőigénye igen egyszerűen számítható. Ezt a rendszerben keletkező hőmennyiségnek biztosítani kell. 700-850 cal rendelkezésre álló égéshő /g elpárologtatandó vízmennyiség fajlagos érték biztosíthatja a komposztálás energiaigényét.

Lee (1992) vizsgálatai alapján egy fás anyagra jellemző összetétel a 30-60 % cellulóz, 10-30 % hemicellulóz és 10-20 % lignin tartalom. Ezt víztelenített rothasztott iszappal keverve, s laboratóriumi komposztáló berendezésben optimális környezetben és feltételek mellett komposztálva a beindítást követően 10-30 nap után kezdtek lassulni, leállni a lebomlási folyamatok. Ez alatt az idő alatt a keverék szerves anyag tartalma mintegy 45 %-kal csökkent. Azon belül az egyes komponensek lebomlása a következőnek adódott: zsírok 86 %, szénhidrátok 65 %, cellulóz-szálak 30 %, fehérje 22 %. A tipikus hulladék-keverékre így mintegy 45 %-os lebomlást mértek.

Ha cellulóz alapanyagot szennyvíziszappal, vagy szerves tápanyagokkal (N és P) feljavították, 40 % fölötti cellulóz lebomlást tapasztaltak. Úgy találták, hogy a komposztálás során a cellulóz lebomlása a sebesség meghatározó tényezője. Megállapították, hogy a cukor és keményítő és a zsírok a mikroorganizmusoknak a legjobban hasznosítható tápanyag. A cellulóz és hemicellulóz a bomlásnak közepesen ellenálló, míg a lignin a legellenállóbb. A fa,

mechanikus faörlemények esetében éppen azok nagy cellulóz és lignin tartalma okozza a lassú lebomlásukat.

A kemény fák és azok kéreganyagai sokkal jobban elbomlottak a komposztálási vizsgálatok során. Ezek átlagosan 45,1 és 25,4 % lebomlást szenvedtek. A puhafák anyagának a lebomlása ennek fele értékűnek sem adódott. Nyilvánvaló ezért, hogy jelentős különbség van a puha és kemény fák, sőt még azokon belül a különböző fajok lebonthatósága között is. A vizsgálatok során a különböző puhafák lebonthatóságában is mintegy ötszörös különbség volt mérhető.

A komposztálásnál sokhelyütt fűrészport vagy fakérgyet kevernek a komposzt alapanyagába. A segédanyag megválasztása gyakran annak a fizikai jellegétől, mint a nedvességtartalom, és a részecskeméret függ. A gyakorlatban azonban éppen a fentiek miatt a tervezésnél nagy figyelmet kell fordítani a faanyag gondos megválasztására is, hiszen láthatóan a különböző faanyagok és fakéreg anyagok lebonthatósága között, s így a lebontásuknál keletkező hőmennyiségben is mintegy tízszeres különbség is jelentkezhetnek.

A biológiailag jól bontható szerves anyagok maximális lebonthatóságát egyébként a keletkező melléktermékek mennyisége és lebonthatósága limitálja. A maximális lebonthatóság valahol 80-90 % között várható, ha nincs lignin a rendszerben. Ha van, a %-os lignin tartalom 1,8-szerese lesz a csökkenés a biológiai lebonthatóságban. Ez is mutatja, hogy a lignin átalakulása humuszvegyületekké olyan szerves anyag átalakulás, amelynek a kihozatala tömegében a ligninre nézve csaknem kétszeres.

A lakossági szennyvizek iszapja esetén a szerves rész (izzítási veszteség) csökkenése 50-55 %-ról 35-40 %-ra adódott Horváth (1978) vizsgálatainál a rothasztott iszap egyéb segédanyagok nélküli, nyitott térben, prizmákban történő komposztálása során. Másként kifejezve ez azt jelenti, hogy a rothasztott primer iszap lebomlása az azt követő komposztálásnál mintegy 33-56 %-ra várható, 45 %-os átlagértékkel. Természetesen ez a hányad mind a rothasztás, mind az azt követő komposztálás körülményeitől is számottevően függ.

A nyers lakossági szennyvíziszapnak rendszerint 70-80 % a szerves anyag hányada (izzítási veszteség). A rothasztott lakossági szennyvíziszapoké 60 % körüli. Biztonsággal feltételezhetjük, hogy a komposztálás után ez a szerves anyag tartalom mintegy 35-40 % körüli értékre várható. Egy jól stabilizált, rothasztott, majd komposztált mintát 60 % nedvességtartalomra újjól beállítva, és ellenőrzött aerob körülmények között 49 °C-on inkubálva azonban további lebomlás volt mérhető. 18 nap után a komposzt szerves anyag hányada (izzítási veszteség) 32,5 %-ról 29 %-ra csökkent, ami az előzőre vonatkoztatva mintegy további 15 %-os lebomlásnak felel meg. A 30 % körüli szerves anyag tartalom (izzítási veszteség) valószínűleg az elérhető legkisebb érték a lakossági szennyvíziszap megfelelő komposztálása esetén.

A komposzt alapanyag mintának egyidejűleg meghatározták a KOI értékét is, ami 1,65 g O₂/gVS értéknek adódott. A VS jelölés a száraz minta izzítási veszteségét jelöli, amit a szennyvíztisztítás és komposztálás gyakorlatában a szerves anyag tartalom jó közelítésének tekintenek. Részletes vizsgálatok során 20-30 nap alatt ennél a mintánál csak 0,5-0,6 gO₂/g VS érték oxigénfelvétel volt mérhető, tehát a lebomlás csak 30 %-os lehetett. A faforgács bomlása tehát még lassúbb volt, mint az iszapé, hogy annak a 45-50 % körüli lebomlását a keveréknél ilyen mértékben csökkentette.

A szerves anyag oxidációjának oxigén/levegő-igénye

A sztöchiometrikus oxigénigényt az alapanyag szerves komponenseinek összetétele, és biológiai lebonthatósága alapján kell számítani. A különböző szerves anyagok tipikus vegyi összetétele elemösszetételükkel határozható meg. Erre vonatkozóan részletes adatok állnak rendelkezésre korábbi vizsgálatokból. A szénhidrátok összetétele (C₆H₁₀O₅)_n széles körben ismert. A szennyvíziszapok hasonló összetétele a következő formulával jellemezhető:

primer iszap - $C_{22}H_{39}O_{10}N$ (McCarty et al., 1974),
vegyes iszap - $C_{10}H_{10}O_3N$ (Haug et al., 1977).

Általában szokásos a sztöchiometrikus levegőigényt a komposztálandó szennyvíziszap száraz tömegére vonatkozó fajlagosként megadni. Ez a szennyvíziszap-szalma keverék esetében 1,95 kg levegő / kg száraz alapanyag körüli fajlagos érték. Ennél alig lehet kevesebb a faaprítékkal végzett komposztálás fajlagos levegőigénye is, bár a szalma valamivel nagyobb mértékben oxidálódik, mint a faapríték, a komposztálás biológiai oxidációjánál.

Az eddig bemutatott adatok is bizonyítják a levegőellátás fontosságát a komposztálásnál. Láthatóan az elméletileg szükséges levegőmennyiség mintegy kétszerese az alapanyag száraz tömegének. Ennek megfelelően a levegő a komposztálásnál felhasznált legnagyobb anyagmennyiség. Az is emeli jelentőségét, hogy a gyakorlatban mindig légfesleggel kell dolgozni a megfelelően aerob környezet biztosítására. A légfesleg értelemszerűen a gyakorlatilag beviendő és sztöchiometrikusan számítható levegőmennyiség hányadosa.

A komposztálás elméleti oxigénigénye úgy is számítható, hogy figyelembe veszik az alapanyag átlagos kémiai összetételét, valamint a keletkező komposzt (végtermék) átlagos összetételét is. Ilyenkor a megfelelő átlagos összetétel a következő átlagolt összképlettel vehető figyelembe:



Ennek alapján a levegőigény 3,375 kg levegő / kg száraz szerves alapanyag értékre adódott (Haug, 1993). Értelemszerűen a számításnál a biológiai lebontás mértéke is figyelembe van véve. A hamutartalmat is számításba véve ez a számítás is az előzőekben számolt 2 kg levegő / kg száraz alapanyag fajlagost adja. Az utóbbi módszerrel (Rich, 1963) közvetlenül számolható a komposztálás során keletkező hőmennyiség fajlagos értéke is.

A nedvességtartalom csökkentéséhez szükséges levegőigény

Az elpárolgatatandó víz mennyisége a komposztálás anyagmérlegéből számítható. A **74. ábrán** rothasztott szennyvíziszap komposztálására vonatkozó eredmények láthatók, de hasonló elemzés más alapanyagokra is igen közeli eredményeket szolgáltat.

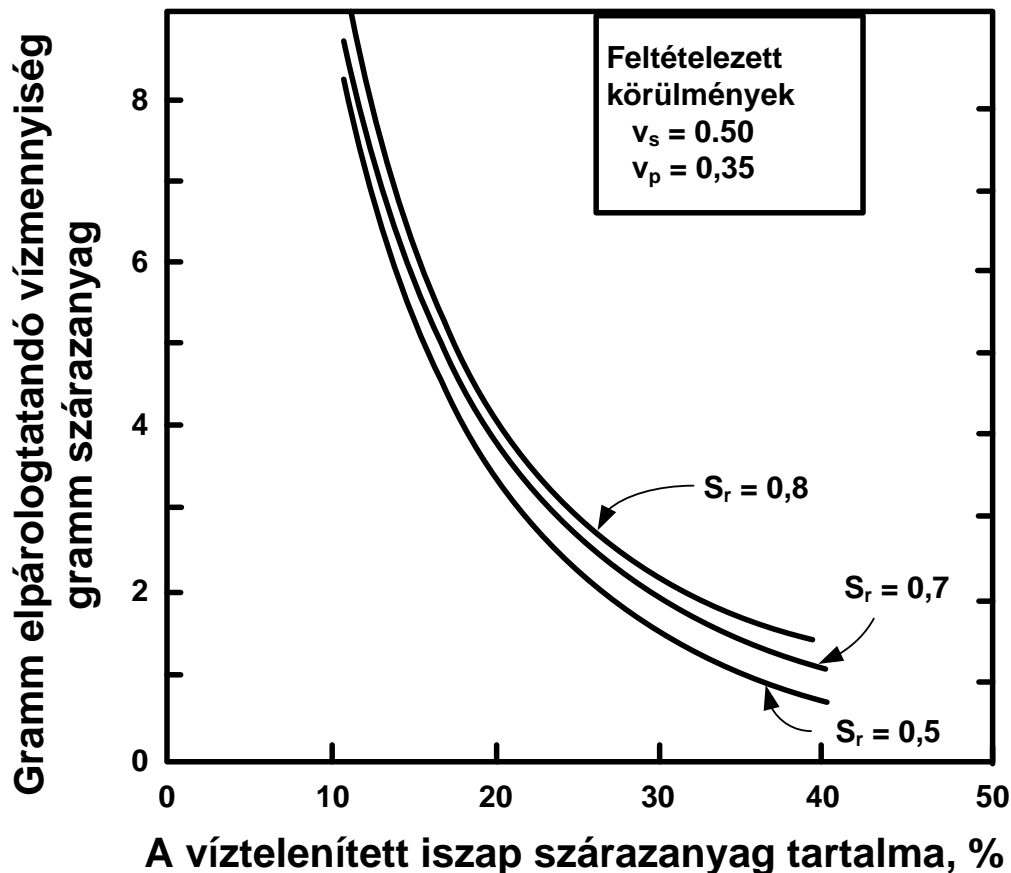
A komposztálásnál elpárolgatatandó nedvesség mennyiségét alapvetően a szennyvíziszap nedvességtartalma határozza meg, ha a szennyvíziszap szárazanyag tartalma kevesebb, mint 30 %. Ennél szárazabb szennyvíziszap esetén a segédanyagok és a komposzttermék nedvességtartalma is meghatározó az elpárolgatatandó vízmennyiség tekintetében.

A biológiai lebontás sebessége 40-50 % nedvességtartalom alatt kezd csökkenni (Golueke, 1977). Ennek következményeként 30 %, vagy annál kisebb nedvességtartalomra igen nehéz a komposzt szárítása a biológiai átalakulások lelassulása, s így a keletkező szükséges hőmennyiség hiányában. A komposzt általában 40 % körüli nedvességtartalomig szárítható a komposztkeverék szerves anyaga biológiailag bontható részének a kellő energiatartalma esetén. Ellenkező esetben a komposzt várható nedvességtartalma nagyobb lesz, mint 40 %.

Egy 25 % szárazanyag-tartalmú rothasztott iszap faaprítékkal történő komposztálásakor, valamint a faapríték igény szerinti visszaforgatásakor, amikor 65 %-os szárazanyag-tartalmú késztermék előállítására a cél, a nedvességtartalom megkívánt eltávolításához a sztöchiometrikus oxigénigény (2 g levegő/g szárazanyag) több mint tízszerese, 25 g levegő / g szárazanyag szükséges a szárítás érdekében. Ez azt jelenti, hogy a jelentős légfesleg nemcsak a kellően oxikus környezet biztosítása, de a termék kellő szárítása érdekében is elengedhetetlen.

Mivel a biológiai lebontás sztöchiometrikus oxigénigénye a komposztálásnál rendszerint kisebb, mint a szárításé, a levegőztetés szabályozása alapvető fontosságú. A szárítás ennek megfelelően a levegőellátással szabályozott. Az alapanyag keverék összetétele függvényében (energiatartalma) két eset állhat elő. A keletkező hőmennyiség esetlegesen elég lehet mind a

komposztálás, mind a szárítás biztosítására, de előfordulhat, hogy az csak a komposztálásra elegendő, és ezért csak korlátozott szárítás lehetséges.



74. ábra A szennyvíziszap nedvességtartalmának hatása a komposztálás során elpárolgatatandó vízmennyiségre (Haug és Haug, 1978)

A keletkező hő eltávolításának levegőigénye

Az optimális hőmérsékletet a levegőztetéssel szabályozzák, de ez az optimális hőmérséklet a komposztálás folyamatában is változik. A korábbiakban bemutatott komposztálási példákra ennek megfelelően levezetett hőmérleg alapján a keletkező hőmennyiség eltávolításához szükséges légfeszesség mintegy 25-szörös. Ez azt jelenti, hogy nagyon energia-gazdag, vagy szárazabb alapanyag esetén ez az érték meghaladhatja a nedvesség csökkentéséhez szükséges légfeszességet is. ***A nedvesebb alapanyagok esetén azonban többnyire a párolgatatás levegőigénye a meghatározó.*** Egyértelmű, hogy mindegyik nagyobb, mint a szerves anyag átalakításának a biológiai oxigénigénye (sztöchiometrikus oxigén mennyiség). Ennek megfelelően a komposztálás levegőztetése minden esetben a folyamat, és szabályozásának a kritikus tényezője.

A levegőztetés sebessége a szakaszos statikus komposztálásnál

Ez a megoldás intenzívebb előkomposztálásból és lassúbb utóérlelésből áll. Az elsőben az oxigénigényt megfelelő fajlagos szabad gáztérfogatot biztosító strukturanyag, vagy kész komposzt visszakeveréssel, bekeveréssel biztosíthatjuk többnyire ciklikus, szabályozott levegő aláfúvatás mellett. Erre a szakaszra (sztatikus komposzthalmok) a levegőigényt az intenzív szakaszra kell értelmezni. Így általában a 3-4 hetes intenzív komposztálás időszakában kell a

komposztalomba bevinni. Ennek megfelelően egy átlagos levegőztetési sebesség közvetlenül számítható. A számszerű érték m^3 levegő/óra x tonna szárazanyag fajlagos értékben adható meg az alapanyagra (szennyvíziszap) vonatkoztatva. Az utóérlelés első szakasza a rostálást követően történhet levegő aláfúvatással is, de rendszerint már ez sem ilyen. A végső érlelés nagyobb halmokban általában levegőztetés nélkül történik.

Az oxigén-igény azonban az intenzív komposztálás ideje alatt is változó. Mindenképpen jelentkezik egy csúcsigény. A csúcsigény korábbi tapasztalatok alapján számolható. Megfigyelték, hogy az oxigénfelvétel sebessége leginkább a hőmérséklettől függ. 40-65 °C között a maximális értékek 10-14 mg O_2 / g szerves anyag x óra körül alakult. Ilyen nagy oxigénigény azonban csak viszonylag rövid időtartamban jelentkezik. Általában 2 napon át tapasztalható a maximális oxigénigény, majd azt követően 4 napon át már csak annak 3/4-e, az azt követő 8 napban csak a fele jelentkezik. Ha egy komposztáló rendszerben a levegőellátás nem tudja biztosítani a maximális igényt (kapacitáshiány), a hőmérséklettről történő visszacsatoló szabályozás nem tud megfelelően működni, s a komposzt-halom hőmérséklete túlzott mértékben megemelkedik (kellő hűtés hiánya). Költség megtakarítást jelenthet mégis az alátervezés kisebb-rövidebb időtartamra.

Jó minőségű végtermék előállítás érdekében komposztálódás meghatározó alapfeltételeit nem árt ismételtelen 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 tömörödsre, milyen mértékben porózusak. Rossz szerkezetű nyersanyagokból gyorsan elfogy az oxigén, így kedvezőtlen anaerob folyamatok indulnak meg. Minimális porozitás 30 tf%, 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 nikkkel, 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, másrésztük 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:

apoliklórozott-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, tág 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 prizmáknak 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 C alatt marad. Az átlagos kezelési idő a statikus, levegőztetett prizmánál 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.



75. ábra Komposztprizmák kialakítása

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 prizmák 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, újra rakja, 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 szállítószalagot 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 3-4 m 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 munkaműveletei:

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 (virágföld). 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, zsákcsereelővel 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 fűrészpor 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.

Komposztálás tervezése

Összetétel beállítás a komposzt alapanyag keverésénél

Fizikai kondicionálás

Az alapanyag nedvességtartalmának beállítása

Adott víztelenített rothasztott szennyvíziszap szárazanyag tartalma a feltételezés szerint 25 %. Hogy ezt a 60 % szárazanyag tartalomra feltételezett faaprítékkal 40 % nedvességtartalmú keverékké dolgozzák össze, olyan faaprítékkal, aminek $0,25 \text{ t/m}^3$ a térfogatsúlya, 4 tömegegységnyi szennyvíziszapot 3 tömegegységnyi ilyen strukturanyaggal kell összekeverni. 4 kg iszapban ugyanis 3 kg víz lesz, míg a 3 kg faaprítékban csupán 1,2 kg. Ekkor a 7 kg keverékben 4,2 kg víz lesz, ami éppen annak a 60 %-a. A 3 kg faapríték ugyanakkor 12 liter térfogat, szemben a 4 kg iszap 4 literével. A faapríték térfogata tehát ilyen iszapkeverés esetén a kívánt szárazanyag tartalom eléréséhez (ilyen nedvességtartalmú alapanyagok esetén) a víztelenített rothasztott iszapénak a háromszorosa kellene legyen.

Ha figyelembe vesszük, hogy a 4 kg víztelenített iszap térfogata az egynél nagyobb sűrűsége miatt valamivel kevesebb is, mint 4 liter, a keverési térfogatarány a faapríték javára valamivel meg is növelhető. Ezért látható a korábbi fejezetekben, hogy az Amerikai Egyesült Államokban a múlt század végén kialakult gyakorlat a 3:1 strukturanyag/iszap térfogataránynál nagyobb üzemelt, de a strukturanyag döntő részét ott is annak a kirostálásával és visszaforgatásával biztosították.

Az idehaza általánosan javasolt 2-es strukturanyag/nyersiszap térfogataránynál a keverék nedvességtartalma a 1/2 tömegarányaiknak megfelelően 63,4 %. Ezzel is menni fog a komposztálás, de nem biztos, hogy kellően jól levegőztethető, szárítható a komposzthalom. Az utóbbi egyébként az iszap biológiailag bontható szerves anyagának az energiatartalmától függ (szárazanyagra számolva), ami a rothasztott iszapok esetében jóval kisebb, mint a nyers iszapoknál.

Az alapanyag szabad gáztérfogatának a beállítása

Ennek a számítása a legnehezebb, hiszen nagymértékben függ a faapríték részecskeméret eloszlásától is. Mint már említésre került, a fűrészport adott arányig (kisebb mennyiségben) gyakorlatilag felveszi az iszap, szabad gáztérfogat kialakulása nélkül. A durvább faapríték esetében ugyanakkor a faapríték méreteloszlása a keverék térfogatsúlyát változtatja jelentősebben, ami a számítás pontosságát csökkenti. Könnyen belátható azonban, hogy a 2:1 térfogatarányú faapríték/nyersiszap keverék szabad térfogata még kicsit kevés a jó komposztáláshoz. A 3:1 arány ugyanakkor már megfelelő.

2 liternyi faapríték és 1 liter víztelenített iszap keverésekor 2,25 liternyi keveréktérfogatot kapunk a komposztálás tervezési gyakorlata szerint (25 %-os térfogatkontrakció). Ebben szabad térfogat a gyakorlatilag a relatív térfogatában mintegy összezsugorodott faapríték szabad

térfogata lesz. Tömegéből 0,8 kg/liter tömörfa térfogatsúllyal számolva a faanyag térfogata az 1,25 liternyi csökkentett térfogatban 0,5 kg/0,8 kg/l, azaz 0,625 liternyi lesz. Mivel azonban annyi vizet vesz fel az egy liternyi iszaphoz, amivel fajsúlya közel 1 kg/l értékre nő, az eredetileg is ilyen fajsúllyal számítható szabad térfogattól való eltéréseivel csökkenti az 1 liter iszap térfogatát. A 2,25 liternyi keverékben tehát 0,75 liter szabad gáztérfogat keletkezik. Ez 33,3 % szabad gáztérfogatnak felel meg, ami valamivel kevesebb, a javasolt minimálisan 35 %-nál, de kellően darabos faapríték esetében megfelelő lehet.

3:1 arányú strukturanyag:iszap keverésnél azonban, ha azonos módon számolunk és azonos térfogat-kontrakcióval, már valamivel több, mint 41,5 % szabad gáztérfogat adódik a keveréknél, ami igen bőséges. Ezt az értéket tovább növelheti, hogy a nagyobb faapríték térfogatarány esetén a térfogatcsökkenés is kisebb mértékű lesz, s a 25 %-osnál kisebb értékkel lehet számolni. Ez tovább növelheti néhány százalékkal a szabad gáztérfogat hányadot, ami egyértelműen bizonyítja az ilyen keverési térfogatarány megfelelőségét.

A fizikai kondicionálás általános következményei

A hazai szennyvíziszap komposztálási gyakorlatban megfelelő minőségű faapríték használatakor elegendőnek találták az egy térfogat szennyvíziszaphoz egy térfogatnyi friss faapríték keverését, ha egyidejűleg 2 térfogatnyi rostált strukturanyag visszakeverésére is sor került. Fanyesedék felhasználásakor a strukturanyag térfogathányada tovább növelendő, mert annak a nitrogéntartalma a faaprítékénál jóval nagyobb, szerkezete, nedvesség tartalma pedig erősen aprítás és időjárásfüggő, amiért a biztonság tovább növelendő a térfogatarány megemelésével. Ugyanilyen irányba hat a kiszáradt levélrészek megfelelő gombás lebontásához kedvezőbb kisebb komposztkeverék nedvességtartalom igény is.

Egy térfogat nyers faapríték és két térfogat rostamaradék bekeverése a soproni víztelenített rothasztott szennyvíziszap komposztálásánál nem kellően komposztálódott, túlzottan nedves komposzt terméket eredményezett, szinte bizonyosan az alkalmazott rendkívül rövid előkomposztálási idő (5 nap) miatt. A biztonság kedvéért tehát inkább az amerikai gyakorlatnak megfelelő nagyobb strukturanyag hányad és hosszabb előkomposztálási idő javasolható. Ez ugyanakkor a komposztálás relatív térfogatigényét (komposzthalmok szükséges összes térfogatát) növeli.

Egy adott hazai üzem rothasztott szennyvíziszapjának a komposztálásánál ez a napi 41 köbméternyi iszaphoz minimálisan napi 41 köbméter friss faapríték és 82 köbméter rostamaradék keverését jelentené. A napi alapanyag mennyiség tehát 164 m^3 . Ebből azonban a keverés után csak mintegy $0,6 \text{ t/m}^3$ térfogatsúlyú alapanyag keverék lesz. A kétféle strukturanyag térfogatsúlyát egyaránt $0,25 \text{ t/m}^3$ értéknek feltételezve $30,75 \text{ t/d}$ strukturanyagot keverünk a 41 t/d víztelenített szennyvíziszaphoz. A fenti keverék térfogatsúllyal ez napi 123 köbméter komposzt alapanyag termelődését jelenti. Ha a keverék térfogatsúlyát pontosan $0,6 \text{ t/m}^3$ értéknek vesszük, az előző térfogat kerekítve 120 m^3 naponta. Mivel az adott üzemben egy átlagos komposztáló blokk feltöltéséhez $720\text{-}750 \text{ m}^3$ alapanyag-keverék kell, valamivel több mint 6 nap alatt termelődik meg az egy blokkok feltöltéséhez szükséges alapanyag keverék.

Ha négy komposztálóblokk van, ilyen alapanyag keverésnél 24-25 napos teljes ciklusidőt tesz lehetővé. Ebben a betöltést 6 napon tartva, s a nyerskomposzt kitermelésére 2 napot véve figyelembe, az egyes blokkok komposztálási időtartama a betöltéssel együtt 22-23 napra adódik, ami a korábban bemutatott amerikai komposztálási példánál is megfelelőnek tűnt.

Természetesen mindig a gyakorlat dönti el, hogy a kisebb strukturanyag/faapríték hányaddal adódó nagyobb keverék nedvességtartalom, valamint a kedvezőtlenebb C:N arány hogyan befolyásolja komposztálódás sebességét, s a komposzthalmom hőmérsékletének, és a komposztált végtermék nedvességtartalmának az alakulását. Ez mind rövidtávon, mint a tartós üzemeltetésnél egyaránt fontos kérdés. Rövidtávon (indító komposztsorok – 2-4 feltöltés

kizárólagosan nyers faapríték felhasználásával) ugyanis mind a nedvességtartalom, mind a C:N arány a választott (számított) paramétereknek megfelelően alakul. Hosszú távon azonban a termék nedvességtartalmának az esetleges növekedésével (ami a kis strukturanyag arány és az iszap kis fajlagos energiatartalmának a következménye) az alapanyag-keverék nedvességtartalma tovább nőhet, C:N aránya pedig egyértelműen csökken. Ez utóbbit csakis a hosszútávon beálló dinamikus viszonyokra lehet számolni.

Kémiai kondicionálás

Ez gyakorlatilag a komposzt keverék C:N arányának a beállítását jelenti. A tervezés részletes adatai az említett példa tekintetében a következők:

23. táblázat A szennyvíziszap és a strukturanyag mennyisége és minősége az adott példában

A szennyvíziszap mennyisége, minősége:

Tömege	15 000 t/év
Térfogata	15 000 m ³ /év
Napi térfogata	41 m ³ /nap
Szárazanyag tartalma	≥ 25 %
Szerves anyag tartalom biológiai bonthatósága	45 %
C/N arány	11
N tartalom	3,0 %
C tartalom	33 %
Térfogattömeg	1,0 t/ m ³
(A C és N tartalom szárazanyagra vonatkozik.)	

A strukturanyag mennyisége, minősége:

Tömege	7 500 t/év
Térfogata	30 000 m ³ /év
Szárazanyag tartalma	60 %
Szerves anyag tartalom biológiai bonthatósága	10 %
C/N arány	694
N tartalom	0,06 %
C tartalom	41,64 %
Térfogattömeg	0,25 t/m ³

A faapríték hozzákeverés tervezett térfogati aránya a fentiek alapján 2 azaz 1 m³ szennyvíziszaphoz 2 m³ faapríték hozzákeverése történik. Pontosabban hosszú távon ez annyiban módosul, hogy a 2 m³ faapríték valójában „strukturanyag”. Abból annak csak a hatoda a nyers faapríték, vagy strukturanyag pótlás, a többi visszaforgatott, nyerskomposztból rostált faapríték. Ettől függetlenül az alapanyag keverék összetételét, s a belőle képződő nyerskomposzt mennyiségét az egyes alapanyagokkal a keverésnél bevitt mennyiségekkel kell számolni, azzal a feltételezéssel, hogy a strukturanyag térfogatsúlya és nedvességtartalma a nyers faaprítékéval megegyező.

A C:N arány számításánál tehát csak a strukturanyag pótlás mennyiségét lehet figyelembe venni, pontosabban az előkomposztálásra annak is csak a biológiailag bontható részét. A C/N arány számítására később a következőket adja meg a tervező:

A faapríték tervezett szárazanyag tömege 4 500 t/év. Az alkalmazandó struktúraanyag fa, fakéreg, faág, keverék, amely átlagos C/N aránya 50:1. Ez a fenti táblázatban megadottól eltérő adat.

A 15 000 t, 25%-os szárazanyag tartalmú szennyvíziszap szárazanyag tömege 3 750 t, a C/N aránya 11,1 : 1. (Ezt is majd a hosszútávú gyakorlat dönti el, lehet kisebb és nagyobb is.)

24. táblázat A nyersiszap és keverékének tervezési adatai az adott komposztálásnál

	Mérték egység	Iszap	Összes strukturanyag
Tömeg	t/év	15000	7500
Térfogattömeg	t/m ³	1,0	0,25
Térfogat	m ³	15000	30000
Szárazanyag tartalom	%	25	60
Szárazanyag tartalom	t/év	3750	4500
Nedvesség tartalom	t/év	11250	3000
Szerves anyag tartalom sz.a.	%	60	75
Szerves anyag tartalom	t/év	2250	3375
Inputkeverék	m ³ /év	-	33750
Keverék térfogatkontrakciója	25 %		
Inputkeverék	t/év	-	22500
Inputkeverék	t/m ³	-	0,67
A keletkező nyerskomposzt	t/év	-	11500
A keletkező nyerskomposzt térfogat tömege	t/m ³	-	0,6
Keletkező nyerskomposzt	m ³ /év	-	19167
Visszarostált struktúr-anyag tömege	t/év	-	6244
Visszarostált struktúr-anyag térfogata	m ³ /év	-	24975
Struktúraanyag pótlás	t/év	-	1256
Struktúraanyag pótlás	m ³ /év	-	5025

Ezután a felvett térfogataránynak megfelelő szárazanyag tömegből és azok C/N arányaiból azok szerves anyag tartalmának a figyelembevételével számító a keverék C/N aránya, feltételezve, hogy a szerves anyagaik szerves szén tartalma közel hasonló. Ez a hasonló fajlagos égéshőjük alapján megtehető. A komposztkeverék összetevőire a fentieknek megfelelően kicsit eltérő értékek adódhatnak.

25. táblázat A korrigált értékek a komposztkeverék összetevőire

A szennyvíziszap minősége:	
Szárazanyagának hamutartalma	40 %
Szerves részének a biológiai bonthatósága	45 %
Szerves anyagának C/N arány	11
Szárazanyagának N tartalma	3,0 %
Szárazanyagának szerves C tartalma	33 %
A faapríték minősége:	
Szárazanyagának a hamutartalma	25 %
Szerves részének a biológiai bonthatósága	10 %
Szerves anyagának C/N arány	694
Szárazanyagának N tartalma	0,06 %
Szárazanyagának szerves C tartalma	41,64 %

A keverék jellemzői a korrigált alapanyag jellemzőknél

A fenti értékekkel bármilyen keverési arányra a keverék szerves C:N aránya kiszámítható. Példaként a legutolsó, 1/3:1-es térfogatarányú javasolt faapríték pótlás/nyerszap esetére a számítás eredményei az alábbiak:

26. táblázat 1/3:1-es térfogatarányú faapríték pótlás/nyerszap esetére a számítás eredményei

	Nyersanyagok		Keverék			
	Szennyvíziszap	Faapríték				
Térfogat	15 000	m ³ /év	5 000	m ³ /év		
Tömeg	15 000	t/év	1 250	t/év	16 250	t/év
Szárazanyag tartalom, %	25	%	60	%		
Szárazanyag tömege	3 750	t/év	750	t/év	4 500	t/év
Szárazanyag tömeg						
Szerves-C tartalma, %	33		41,64			
Redukált-N tartalma, %	3		0,06			
Szárazanyag tömeg						
Szerves-C tartalma	1237	t/év	312	t/év	1550	t/év
Redukált-N tartalma	112	t/év	0,5	t/év	112,5	t/év
Szerves-C/NH ₄ -N aránya		11,1		694		13,8

A számítás elvégezhető a segédanyag másik javasolt C:N arányával, az 50 értékkel is, azonban akkor még rosszabb a C:N arány a keveréknél. Ilyen kis segédanyag pótlás esetén tehát a komposztálás során jelentős nitrogénvesztés fog jelentkezni. Ez persze nem is olyan nagy tragédia, csak a komposztálódás menjen megfelelően végbe, hiszen a termék szempontjából kevésbé annak a nitrogéntartalma, mintsem a mezőgazdasági elhelyezhetősége ma már a kérdés. Ebben a termék minőségi oldalát és a keresletét egyaránt bele kell érteni. Kisebb

nitrogéntartalommal legalább több komposztot lehet egységnyi földterületre kihelyezni, ami a szállítás, kihelyezés relatív költségeit csökkenti.

27. táblázat 1/3:1-es térfogatarányú faapríték pótlás/nyersiszap esetére a számítás eredményei más C:N aránynál

	Nyersanyagok		Keverék			
	Szennyvíziszap	Faapríték				
Térfogat	15 000	m ³ /év	5 000	m ³ /év		
Tömeg	15 000	t/év	1 250	t/év	16 250	t/év
Szárazanyag tartalom, %	25	%	60	%		
Szárazanyag tömege	3 750	t/év	750	t/év	4 500	t/év
Szerves anyag %	60	%	75	%	68	%
Szerves anyag tömege	2 250	t/év	563	t/év	2 813	t/év
Szárazanyag tömeg						
Szerves-C tartalma, %	33		41,64			
Redukált-N tartalma, %	3		0,83			
Szárazanyag tömeg						
Szerves-C tartalma	1237	t/év	312	t/év	1550	t/év
Redukált-N tartalma	112	t/év	6,2	t/év	118,2	t/év
Szerves-C/NH ₄ -N aránya		11,1		694		13,1

Látható azonban az adatokból az is, hogy a C/N arány ilyen keverési aránynál mindegyik segédanyaggal rendkívül kicsi a komposztálásra kerülő alapanyag keverékben. Ezért is használtak az amerikai gyakorlat korábban bemutatott példáiban nagyobb nyers faapríték pótlást, vagy nagyobb faapríték pótlás : nyers szennyvíziszap térfogatarányt. Az adott esetben ez csupán 1/3, aminek célszerű legalább a háromszoros értékét venni. Abban az esetben ugyanis a komposztáláshoz rendelkezésre álló C/N arány a faapríték esetében a **28. táblázat** szerint alakul.

28. táblázat 1:1-es térfogatarányú faapríték pótlás/nyersiszap esetére a számítás eredményei

	Szennyvíziszap		Faapríték			
Térfogat	15 000	m ³ /év	15 000	m ³ /év		
Nedves tömeg	15 000	t/év	3 750	t/év	16 250	t/év
Szárazanyag tartalom, %	25	%	60	%		
Szárazanyag tömege	3 750	t/év	2 250	t/év	6 000	t/év
Szerves-C tartalma, %	33		41,64			
Redukált-N tartalma, %	3		0,06			
Szárazanyag tömeg						
Szerves-C tartalma	1237	t/év	937	t/év	2174	t/év
Redukált-N tartalma	112	t/év	1,35	t/év	113,35	t/év
Szerves-C/NH ₄ -N aránya	11,1		694		19,2	

A tervezésnél adatai a C/N arányra vonatkozóan 2-es struktúrányag/iszap térfogataránynál 32,5, 1-nél 28-as értékek is számíthatók. Ha csak a faapríték biológiailag lebomló részét veszik figyelembe a C:N arány számításánál, még rosszabb arányszámokat kapnak. Hogy azonban a

gyakorlatban a javasolt arány megfelelő-e a kémiai kondicionáláshoz, alapvetően a rothasztott iszap nitrogéntartalma dönti el. Ez lehet, hogy közelebb van a 15-höz, mint a 11-höz. Ekkor az 1:1 térfogatarányú iszap : friss faapríték keverési térfogatarányánál már 25-höz közeli C:N arány alakul ki a keverékben, amivel a komposztálás minimális nitrogénveszteséggel lejátszódhat. Nyilvánvalóan ezért javasolják az ilyen faapríték arányt a bemutatott amerikai példák is. Az amerikai fajlagosok ezen túl korábbi, kisebb mértékű kirothasztáshoz is tartozhattak, amiért is lehetséges, hogy hazai rothasztott iszapmaradék nitrogéntartalma kevesebb, mint az egy-két évtizeddel korábbi gyakorlatnál az alakult. Ez kedvező lehet a friss faapríték, vagy egyéb nitrogénszegény segédanyag viszonylagos mennyiségének a csökkentéséhez.

Energetikai kondicionálás

Relatív víztartalom, W

Az adott víztelenített szennyvíziszap esetén (75 % nedvességtartalom) 3 kg vizet kell 1 kg szárazanyagban levő szerves anyagnak (0,6 kg) elpárologtatni. Ráadásul ebből a szerves anyagból annak csak a 45 %-a ami lebomlik, tehát energetikailag hasznosul a szárításra.

$$W=3/(0,6 \times 0,45) = 3/0,27 = 11 \text{ g elpárologtatandó víz / g lebontott szerves anyag}$$

Mint az elméleti résznél láthattuk, ez a fajlagos érték kevés a komposzt megfelelő szárításához, tehát az előkomposztálás végén ilyen alapanyag keverésnél a termék nem éri el a kellő szárazanyag tartalmat. Ennek oka, hogy túlzottan nedves az iszap az energiatartalmához viszonyítva.

Faapríték esetén 30 %-os lebomlással és 20 % hamutartalommal számolva az elméleti érték:

$$W=0,4/(0,6 \times 0,8 \times 0,3) = 0,4/0,24 \times 0,6 = 1,7/0,6 = 2,6 \text{ g víz / g lebontott szerves anyag}$$

A biológiailag bontható strukturanyag tehát valamelyest növeli a keverék fajlagos energiatartalmát, tehát javítja komposzt kiszárítását.

Relatív energiatartalom, E

$$E = \frac{\text{a lebomlásnál felszabaduló hőmennyiség}}{\text{1 g elpárologtatandó vízmennyiség}}$$

Az adott szennyvíziszap komposztálására számolva:

$$E = 1 \times 0,62 \times 0,45 \times 2900 = 809 \text{ kcal / 3 kg} = 270 \text{ cal/g elpárologtatandó víz}$$

Ha az elméleti részben végzett számításhoz hasonlóan itt is 5550 cal/g fajlagos égéshővel számolunk (nyers szennyvíziszap), akkor is csak 517 cal/g elpárologtatandó víz fajlagos érték adódik, ami még mindig kevés a megfelelő komposzt kiszárításhoz.

Ugyanezen fajlagos érték a faaprítékra:

$$E = 0,8 \times 0,4 \times 3100 = 992 / 0,66 = 1503 \text{ cal/g elpárologtatandó víz}$$

A faapríték biológiailag bontható anyaga tehát javítja a fenti fajlagost, s ilyen értelemben energetikai kondicionálást jelent. Kérdés a faapríték bekeverési aránya, a lebonthatósága, sőt a finomsága is, ami javítja a lebonthatóságot. A másik oldalon viszont kisebb gáztérfogat növelő hatást fejt ki.

1:1 térfogatarányú szennyvíziszap/faapríték alapanyag keverés esetén a tömegarány 1: 0,25.

Ilyenkor egy-egy literre számolva 0,25 kg szárazanyag, illetőleg 0,15 kg szárazanyag kerül a keverékbe. Mellette 0,75, illetőleg 0,1 kg a bevitt vízmennyiség. Az elpárologtatandó víz mennyiségénél az utóbbit nem vesszük figyelembe, mert a komposztban ez gyakorlatilag változatlanul benne lesz az azonos szárazanyag tartalom miatt. Az elpárologtatandó víz mennyisége tehát 750 gramm.

A szerves anyag:

0,15 kg az iszaptól és 0,1125 kg faaprítékból

Ezen belül bontható 45 ill 40 %:

0,0675 kg az iszaptól és 0,045 kg faaprítékból, ami együttesen 0,112 kg

Ez számolható 3 kcal/g fajlagossal, tehát 336 kcal az elpárologtatandó 750 gramm vízre, ami 450 kcal/g víz, ami még mindig kis fajlagos érték. 5550 cal/g fajlagos égéshővel számolva ez is nagyobb, de ez talán mégsem indokolt a fa és a rothasztott szennyvíziszap egyaránt 3000 kcal/kg nagyságúra javasolt fajlagos értéke miatt. Az így is kis E értéket mutatja a W re számítható érték is, ami $W = 750/67,5 = 11$. Ez is kevésnek tűnik energiapótlásként.

Javasolható ezért a faapríték mellett kis mennyiségű egyéb, jól bontható energetikai kondicionáló segédanyag adagolása is, mint például megfelelően rövid szálakra szecskázott szalmáé, vagy akár kevés fűrészporé is. Ezek, de különösen a finom fűrészpor a nyerskomposzt szerkezetét is kedvezőbbé tennék.

Az iszap lebomló szerves anyagának oxigén/levegő-igénye

A sztöchiometrikus levegőigényt a komposztálandó szennyvíziszap száraz tömegére vonatkozó fajlagossal célszerű számolni. Ez a szennyvíziszap esetében 1,95 kg levegő / kg száraz alapanyag körüli fajlagos érték. Ez a faapríték rossz bonthatósága miatt elfogadható tervezési paraméter. Ez megfelelő térfogatra átszámolva 1,5 köbméter levegő minden kilogrammnyi szárazanyagra.

Láthatóan az elméletileg szükséges levegőmennyiség tömegében mintegy kétszerese a nyers szennyvíziszap száraz tömegének. Ennek megfelelően a levegő a komposztálásnál felhasznált legnagyobb anyagmennyiség. A gyakorlatban persze kellő légfelesleggel kell dolgozni a megfelelően aerob környezet biztosítására. A légfelesleg értelemszerűen a gyakorlatilag beviendő és sztöchiometrikusan számítható levegőmennyiség hányadosa.

Az adott szennyvíziszap komposztálásánál az egy ciklusban betöltésre kerülő iszap szárazanyagából kell az adott ciklus stöchiometrikus levegőigényét kiszámítani az előző bekezdésben megadott fajlagossal. Ez 80 tonna iszap szárazanyag / reaktor feltöltés esetén ez mintegy 120 000 m³ a teljes 21-22 napos komposztálás alatt. Átlagértékként ebből a mintegy 500 órás komposztálásra 240 m³/h érték adódik. Visszaszámolva azt a 80 tonna iszap szárazanyagra, 3 m³/h/tonna szárazanyag fajlagos érték adódik. Mivel ez a teljes komposztálódás időszakára szüksége oxigénmennyiségből számított érték, az előkomposztálásnál ez valamivel kevesebb. Ettől függetlenül a tervezés a csúcsigényre kell történjen, ami annak javasoltan legalább az ötszöröse.

Az elméleti részben leírtak szerint a kiépítendő fűvőkapacitás mintegy 15 m³/h/t szárazanyag fajlagos érték Willson és társai szerint (1980), amivel azután a szabályozás segítségével a komposztalom levegőterének oxigéntartalma 5-15 % között tartható.

Annak ellenőrzéséhez, hogy a beépített fűvők teljesítménye elégséges-e az adott üzemben, előbb be kell határolni az egy ciklusban betöltésre kerülő iszapmennyiséget. Kettes strukturanyag / iszaptérfogat arányánál ez 320 köbméter, ami 80 tonna szárazanyagot jelent. A

15 m³h/t szárazanyag fajlagos értékkel tehát 1200 m³ h a szükséges csúcsteljesítmény az adott komposztthalmoknál. 1:1 keverési aránynál ennek a másfélszeres.

Mint látható, az adott példánál a komposztthalmok levegőztetését a hagyományosan elfogadott, Willson és társai (1980) féle fajlagos értékkel tervezték 2-es strukturanyag/iszap térfogati keverési arány esetére, mivel 80 tonna x 15 m³ h / tonna = 1200 m³h.

A nedvességtartalom csökkentéséhez szükséges levegőigény

A komposztálásnál elpárologtatandó nedvesség mennyiségét alapvetően a szennyvíziszap nedvességtartalma határozza meg, ha a szennyvíziszap szárazanyag tartalma kevesebb, mint 30 %. Ennél szárazabb szennyvíziszap esetén a segédanyagok és a komposzttermék nedvességtartalma is meghatározó az elpárologtatandó vízmennyiség tekintetében. A komposzt általában 40 % körüli nedvességtartalomig szárítható a komposztkeverék szerves anyaga biológiailag bontható részének a kellő energiatartalma esetén. Ellenkező esetben a komposzt várható nedvességtartalma nagyobb lesz, mint 40 %.

A 25 % szárazanyag-tartalmú rothasztott iszap faaprítékkal történő komposztálásakor, valamint a faapríték igény szerinti visszaforgatásakor, amikor 65 %-os szárazanyag-tartalmú késztermék előállítása a cél, a nedvességtartalom megkívánt eltávolításához a sztöchiometrikus oxigénigény (2 g levegő/g szárazanyag) több mint tízszerese, 25 g levegő / g szárazanyag kellene a szárítás érdekében. Ilyen mértékű víztelenítés lehetősége az adott iszap komposztálójában kérdéses, hiszen ott folyamatos levegőztetésnél is csak a sztöchiometrikus igénynek az ötszörösét lehet bevinni a rendszerbe. Más kérdés, hogy amikor már kisebb oxigénigény jelentkezik, a szárítás a túllegeztetéssel biztosítható lehet. Ehhez azonban olyankor meg a szükséges energiatermelés nem biztosított, hiszen a rothasztott iszap kis fajlagos energiatartalma akadályozza meg a túlzott szárítást, hiszen akkor a halom hőmérséklete csökken jelentősen.

A biológiai lebontás sztöchiometrikus oxigénigénye mindazonáltal megfelelően biztosítva van, de a levegőztetés szabályozása elsősorban nem a halom gázterének oxigéntartalma, hanem a hőmérséklete alapján kell történnjen. A szárítás annak megfelelően csak részleges lehet, ezért az elvártnál nedvesebb végtermék előállítása lesz csak lehetséges.

A keletkező hő eltávolításának levegőigénye

Az optimális hőmérsékletet a komposztálás folyamatában a levegőztetés szabályozásával lehet beállítani. **A nedvesebb alapanyagok esetén mindig a komposzt kiszárításának a levegőigénye a meghatározó.** Mint az előző bekezdésben utaltunk arra, a komposztálás levegőztetésének a szabályozása az utóbbi két változó beállításának a meghatározó eszköze. Az adott komposztáló esetén nem ez lesz gond, hiszen mint többször említettük, a rothasztott szennyvíziszapnak kicsi a fajlagos energiatartalma, s nem lesz szükséges a halom túllegeztetéssel történő hűtése.

A levegőztetés szabályozása a komposztálási példánál

Ez a komposztkeverék gyorsabb felmelegítését, optimális hőmérsékleten tartását teszi lehetővé a 3-4 hetes intenzív komposztálás időszakában. Ennek megfelelően egy átlagos levegőztetési sebesség közvetlenül számítható, melyet a korábbiakban már elvégeztünk. Ez 3 m³h/t szárazanyag fajlagos értéknek adódott, feltételezve, hogy a teljes komposztálási oxigénigényt az előkomposztálás néhány hetes időszakában kell bevinni a komposztthalomba. Az utóérlelés első szakasza a rostálást követően ettől függetlenül történhet levegő aláfúvatás is. Ha ez alá fúvatják a levegőt, az a rostamaradék számottevő száradását biztosíthatja, ami a nedvesebb termék esetén az adott üzemben kedvező is lehet.

Az oxigén-igény azonban az intenzív komposztálás ideje alatt is változó. Mindenképpen jelentkezik egy csúcsigény. A csúcsigény korábbi tapasztalatok alapján számolható. Megfigyelték, hogy az oxigénfelvétel sebessége leginkább a hőmérséklettől függ. 40-65 °C között a maximális értékek 10-14 mg O₂/g lebomlott szerves anyag x óra körül alakult. Ez 10-14 kg O₂/t lebomlott szerves anyag x óra. Mivel a példában feltételezett komposztáló blokkjaiban egy ciklusban maximálisan 25 t körüli szerves anyag mennyiség fog lebomlani, a csúcsigény 250-350 kg O₂/óra körül alakulhat. Ez levegőre átszámolva 1250-1750 kg levegő/óra, vagy 1000-1350 m³/h. Mint láhattuk korábban, az adott rendszerben ez közelítőleg rendelkezésre áll.

Figyelembe véve az iszap jellegét, lassú biológiai bonthatóságát (kis fajlagos biológiai hőtermelő kapacitását) bizonyára ez a levegőztető kapacitás is megfelelő az üzemeltetéshez a 1-es nyers faapríték utánpótlás/szennyvíziszap térfogatarányú alapanyag keverésnél is, (függetlenül az egyidejűleg visszakevert rostamaradék mennyiségétől).

További biztonságot ad a példa szerinti üzemeltetésnek, hogy az első héten, a betöltés alatt a kezdeti időszak nagy fajlagos levegőigénye (2 napon át tapasztalható a maximális oxigénigény, majd azt követően 4 napon át már csak annak 3/4-e, az azt követő 8 napban csak a fele jelentkezik) a hosszadalmas feltöltés miatt csak mérsékeltebben jelentkezik, mintegy átlapolva a teljes töltöttséggel induló komposztálók kezdeti nagy oxigénigényét. Az ilyen komposztáló rendszerben tehát a levegőellátás biztosítani tudja a maximális levegőigényt, s a hőmérsékletéről történő visszacsatoló szabályozás megfelelően működhet. A komposztálatom hőmérséklete a már említettek miatt azonban várhatóan nem fog túlzott mértékben megemelkedni, ami az egyidejű komposztanyag kiszáradás mértékét jelentősen csökkenti.

Némi gondot jelenthet a lassú feltöltés miatt, hogy a levegőztetés a feltöltés időszakában a már betöltött szakaszon (nagyobb fedettség, nagyobb áramlási ellenállás) gyengébb lesz, ami akár hiányos levegőztetést is eredményezhet akár több napon keresztül is akérdéses. A levegőztető csövek egyenletes takarását kell valamiképpen biztosítani. Ez ugyanakkor jelentős levegőpazarlást is eredményez ebben az időszakban, hiszen teljes teljesítménnyel, folyamatosan kell feltehetően üzemeltetni a fűvókat, mivel még a levegőztetés hőmérsékletéről történő szabályozása sem működhet ekkor.

Komposztálási ciklusok, nyersanyag raktározás

A komposztálás ciklusait valamelyest meghatározóan befolyásolja az aktuálisan rendelkezésre álló géppark is, de meghatározója az alkalmazásra kerülő faapríték/szennyvíziszap térfogatarány.

A példában vizsgált 3, 2 és 1-as strukturanyag/szennyvíziszap térfogatarányú alapanyag keverés esetén, mint már levezettük 240, (2-esnél) 320, (egyese-nél) 480 m³ víztelenített rothasztott iszap betöltése lehetséges minden ciklusban egy-egy egységbe. Mivel naponta 41 köbméter szennyvíziszapot kell bekeverni és betölteni a halmokba, egy egységbe a fenti keverésekkel 6, 8, illetőleg 12 nap alatt telik fel az adott egység. Ennek megfelelően a négy egységbe négyszer ennyi, tehát 24, 32 illetőleg 48 nap teljes rendszer-feltöltési idő adódik. Ebből levonva a mindenkori egy halom kitermelési idejét, megkapjuk az aktuális ciklusidőt. Ez 22, 30, illetőleg 46 nap, azaz 3, 4,3 illetőleg 6,5 hét. A betöltést gyorsítani is lehet sebességében, ezért annak az időtartama a ciklusidő szempontjából nem meghatározó.

A komposztálódás alakulása érdekes az egyes egységeken belül is. A betöltés a fentieknek megfelelően mindig egy hétig tart. Ez különböző nyers iszap előtárolási időt is feltételez a rövidebb, illetőleg a hosszabb ciklusidő esetén. A 4x7 nap betöltési ciklusidő (2:1

strukturanyag:iszap keverési arány) adja ki közelítőleg a 30 napos összes komposztálási időt (összesen 4 hét).

A nyers faapríték szükséges mennyisége az indító keverésekhez ugyancsak a keverési arálynak megfelelően változik. Legnagyobb faapríték igénye a legnagyobb strukturanyag arányú keverésnek van. Elvileg 3 keverés nyersanyagigénye ilyenkor is elég a folyamatos üzem indításához, 4 ugyanakkor már túlbiztosítás, s nagyobb mennyiségű rostamaradék tárolását fogja igényelni, mint az üzemben jelenleg kialakult helyzet is mutatja. A hosszú távú egyensúly kialakulása után a mindenkori bekeveréshez az aktuális faapríték utánpótlás mennyisége szükséges csak, ami a technológiaválasztás függvénye (nyers iszap /faapríték utánpótlás, vagy nyers iszap/ nyers faapríték arány).

A tervezett adagolás, melyet a számítások viszonylag kicsinek mutattak, a 2-es strukturanyag/nyersiszap térfogatarány esetén $41/3 =$ mintegy 14 m^3 nyers faapríték minden keveréshez naponta. Hogy a folyamatos bekeverés biztosítva legyen legalább az egy halom bekeveréséhez szükséges mennyiség előkészítve, betárolva kell legyen. Ez pedig, a napi mennyiség nyolcszorosa, azaz 112 m^3 . Az sem baj azonban, ha ennek a másfélszerese áll rendelkezésre minden pillanatban, tehát mintegy 150 köbméter.

A visszaforgatott rostamaradék mennyiségét az előzőtől függetlenül csökkenteni, növelni lehet, egészen a kirostált maradék mennyiségéig. A tervezett 2-es strukturanyag/nyersiszap térfogatarányú keverés esetén a rostamaradék a tervező számítása szerint a faapríték utánpótlás ötszöröse, azaz 5×14 azaz mintegy 70 m^3 rostált faapríték naponta. Az előzőekben követett biztonsági számítással a rostált faapríték igény az adott térfogataránynál egy halom feltöltéséhez mintegy 550 m^3 . Ennek is javasolható a másfélszeresét folyamatosan biztosítani a megfelelő tározótérben, melynek így a térfogatigénye 800 m^3 körüli.

Nagyobb biztonság érdekében a fenti térfogatok néhányszorosa is rendelkezésre állhatna az üzemeltetéshez. Más keverési arányok esetén a szükséges térfogatok valamelyest eltérőek, de közel ekkora tárolóterekkel már üzemeltethető a rendszer.

Elvileg a rostálás eredményeként mintegy 3:1 térfogatarányban kellene keletkeznie rostamaradéknak és félterméknek. Az utóbbi tehát akár néhány hétig is a kitermelt félkomposzt keverékkel együtt a 700 négyzetméteres területen elhelyezhető, kezelhető. Mindkét anyagnak jól tesz a megfelelő átrakás és azt kövező levegőztetés.

A rostamaradék célszerűen szabad felületen, vagy a nyersfa aprító berendezések körül rendelkezésre álló felületeken nagyobb rétegmagassággal is tárolható lenne, ha kellőképpen elkülönülne az iszaptól keletkezett komposztól. Gondot jelenthet, hogy emellett az aprításra beérkező anyagot is tárolni kell majd valahol.

Első 4 keverésnél egyébként a felhasznált faapríték mennyisége 2560 m^3 kellett legyen, amit akár folyamatos aprítással is elő lehetett állítani a jelenlegi térfogatok hasznosításával. Ezt követően keverésenként a technológiaválasztásnak megfelelően napi 14 vagy 41 m^3 friss faapríték és 70 (2:1 nyersiszap strukturanyag és 1:1/3 nyersiszap faapríték pótlás mellett), 41 (2:1 nyersiszap strukturanyag és 1:1 nyersiszap faapríték pótlás mellett), vagy 82 m^3 (3:1 nyersiszap strukturanyag és 1:1 nyersiszap faapríték pótlás mellett) rostamaradékra van szükség az egyes halmok (egységek) feltöltéséhez. Láthatóan mindegyik esetben elegendő a mintegy 800 m^3 faapríték tárolótér az egy ciklusra szükséges faapríték tárolására.

Az eddigiekben csak közelítőleg érintettük a rostálást követően keletkező félkész termék mennyiségét, mintegy 150 köbméterben adva meg azt. Mivel a jelenlegi termékarányok ettől jelentősen eltérőek, idézni kell a Profikomp tervezőinek az erre vonatkozó számításait is:

Mint látható a két vastagon szedett értékből, a rostamaradék és a rostált félkomposzt térfogatarányának valahol $3,3$ körül kell lennie. Az utóbbi adatok számítása elég nehézkes, s elsősorban a gyakorlati tapasztalaton alapszik. A rostálást követően keletkező, befejező érlelésre kerülő anyagmennyiség, valamint a mezőgazdaságba kikerülő komposzt mennyiség meglehetősen bizonytalan.

29. táblázat A vállalkozó tervezőinek a becslése a komposzthozamokra

	Mérték egység	Iszap	Összes strukturanyag
Térfogat	m ³	15000	30000
A keletkező nyerskomposzt	t/év	-	11500
A keletkező nyerskomposzt térfogat tömege	t/m ³	-	0,6
Keletkező nyerskomposzt	m ³ /év	-	19167
Visszarostált struktur-anyag tömege	t/év	-	6244
Visszarostált struktur-anyag térfogata	m ³ /év	-	24975
Strukturanyag pótlás	t/év	-	1256
Strukturanyag pótlás	m ³ /év	-	5025
Kirostált komposzt tömege	t/év		5 256
Kirostált komposzt térfogata	m ³ /év		7 509

A keletkező, rostátlan nyerskomposzt mennyisége, minősége

A komposztáló prizmákba helyezett keverék anyag a komposztálódás során veszít a tömegéből. A lebontódásra kerülő szerves anyag mennyisége a következő:

Szennyvíziszap:

- A biológiailag bontható szerves anyag mennyiség(a szerves anyag tartalom 45%-a)
2 250 t/év x 0,45 = 1 013 t/év
- A komposztálás során nem lebomló szerves anyag
2 250 t/év x 0,55 = 1 238 t/év

Faapríték:

- A biológiailag bontható szerves anyag mennyiség(a szerves anyag tartalom 10%-a)
3 375 t/év x 0,10 = 337 t/év
- A komposztálás során nem lebomló szerves anyag
3 375 t/év x 0,90 = 3 038 t/év

A prizmában keletkező komposzt szárazanyag tartalma: (A keverék hamu és inert anyag tartalma + az iszap és a faapríték biológiailag nem lebomlott szerves anyag tartalma)

Komposzt szárazanyag tartalma: 2 625 t/év + 1 238 t/év + 3038 t/év = 6 901 t/év

A komposzt legalább 60 %-os szárazanyag tartalmát tekintve:

- A rostátlan nyerskomposzt szárazanyag tömege 6 901 t/év
- A rostátlan nyerskomposzt nedvesség tartalma 4 600 t/év

A rostátlan nyerskomposzt tömege: 11 501 t/év.

A rostátlan nyers komposzt térfogata: 19 167 m³/év”

A kirostált komposzt tömege: 5 256 t/év

A kirostált komposzt térfogata: 7 509 m³/év

A kész komposzt tárolótere 1,65 m komposztréteg magasságnál nagyobbat is elbír, hiszen a kikerülő félkomposztot a széleinél mindig kellően át is forgatják a felrakás érdekében, így megfelelően levegőzhet, érlelődhet. Mint már korábban említésre került, a kész komposzt tárolóterén mind az aprításra beérkező faanyag, mind a rostamaradék strukturanyag is egyaránt

tárolható. Hasznosíthatóvá téve a rosta melletti területet a félkomposzt keverék és a rostált félkomposzt megfelelő tárolására további érlelésére, aprózódására, száradására.

A komposztálás kérdései gyártó és felhasználó oldaláról

A lebomlási, majd felépítési folyamatok, átalakulások minden részlete messze nem ismert. A mikrobiológiai lebontás azon belül részletesebben. Valószínű, hogy a humifikálódás, ami a kisebb ligninmolekula töredékek, illetőleg származékaik és egyéb monomerek kémiai folyamatok révén bekövetkező polimerizálása, átmeneti, aromás peroxidokkal katalizált folyamat. A biológiai átalakítás gyorsíthatóságáról, zsírok, fehérjék, szénhidrátok, cellulóz, lignin többet tudunk, a komposzt éréséről a gyorsításáról kevesebbet. Nem tudjuk pontosan, melyik állapotban kedvező a két lépcső szeparálása, s ezzel a teljes folyamat időszükségletének a csökkentése. A szennyvíziszap komposzt termelője az alapanyag keverék összetételének a beállításával, külső mikroorganizmus tenyészetek adagolásával, a levegőellátás intenzifikálásával, szabályozásával tud beavatkozni a komposztálásba. Nem biztos azonban, hogy neki mindezek anyagilag kifizetődnek. A felhasználó végképpen nem tesz lépést az ilyen komposztok hasznosságának, értékének a növelésére. Ezeknek sokféle oka van, melyek hiányos ismerete a legnagyobb akadálya az ilyen komposztok széleskörű hasznosításának.

A komposztálás fejlődése tekintetében az iparszerű állattartással, no meg a vegetáció éves ciklusával szükségszerű lett a szalmás, és egyéb állati trágyák hasonló ciklusú betárolása, esetleg hosszabb érlelése is (pentozán hatás elkerülése). Ez is azt mutatta, hogy a komposztálódásnak lassú, esetenként évekig tartó humifikálódási, érési folyamata is lehetséges. A humifikálódás ugyanakkor a viszonylag friss komposztok, vagy akár a nyers szennyvíziszap közvetlen kihelyezésével magában a talajban is lejátszódhat, befejeződhet, ha a folyamatok befejeződéséről egyáltalán beszélhetünk. A talajokban az évente megújuló növények abba visszakerülő gyökér és szárrészei ugyanis ciklikusan újra alapanyagot jelentenek a folyamatok folytatásához. A komposzt, vagy nyersiszap mellettük a ciklikus, lebontó mikroorganizmusokkal történő újra, vagy tovább oltásokat biztosíthatja.

Fontos kérdés, hogy a bármi módon komposztálódott, humifikálódott szerves anyagok, illetőleg humusz mátrixba zárt, részben mineralizálódott egyéb anyagok (N,P, K és egyéb elemek) hogyan is jelentenek tápanyagot a növényzet részére. Részben a humusz fizikai, részben kémiai hatásai, valamint a mineralizálódott tápanyagok talajoldatba jutása révén. Az utóbbiak a szabad ammónium ioncseréje a humusszal, a humusz lassú bakteriális bontása, s egyidejű felépülése, a foszfor folyamatos mineralizációja, majd az ásványi foszfor tartalom, és az agyagásványokkal kötött kálium folyamatos talajoldatba jutása, illetőleg a mezo és mikrotápanyagok hasonló felvétele. Fontosak ehhez a növényeknek a humuszból és egyéb szerves anyagokból a talajbaktériumok valamint a növényi gyökerek enzimtermelése révén keletkező kis molekulatömegű szerves savak is. A talajainknál ma a mikro-tápanyagok hiánya a legsúlyosabb. Hiányuk a növényeken keresztül az emberek egészségét veszélyezteti. Mesterséges pótlásából gazdagodik napjainkban a gyógyszeripar és sok élelmes forgalmazója.

A komposzt humusz anyagai, ha lassan is, de bomlanak, s a környezet függvényében esetleg több évszázad alatt újulnak csak meg, vagy oxidálódnak vízzé és széndioxiddá, nitráttá, stb. Más kérdés, hogy a frissen kihelyezett komposztoknak a nitrogéntartalma az első években gyorsabban, aztán sokkal lassúbb ütemben válik hozzáférhetővé a növények számára. Megállapították, hogy az első évben a friss komposzt nitrogéntartalmának csak a 20 %-a hasznosul, majd a többi ugyanilyen ütemben csökkenő sebességgel. A talaj nitrogénvesztése

ugyanakkor a talajkörnyezet, a talaj biológiai élete, valamint a növények nitrogénfelvétele hatására helyenként igen eltérő lehet (Kárpáti, 2009).

Az igen nagy molekulatömegű humusszerű vegyületek jelentős ammónium ioncserélő kapacitással rendelkeznek. Valószínű, hogy éppen ezért a műtrágyázás így megkötött ammóniumja a talaj nitrifikáló mikroorganizmusai részére kevésbé hozzáférhető (Kárpáti, 2009). Ez azt jelentheti, hogy a nagyobb humusztartalmú talajba juttatott nitrogén-műtrágya, vagy a fejtrágyázás során oda jutó ammónium tartalom is tartósabb nitrogénellátás a növényzetnek, hiszen az ioncsere egyensúlyának megfelelően, lassabban oxidálódik, majd denitrifikálódik, illetőleg nitrátként mosódik le az esővízzel a mélyebb talajrétegekbe, s válik így a növények részére felvehetetlenné, egyidejűleg talajvíz-szennyezéssé.

Szennyvíziszap-költség a tisztításnál, elhelyezésnél

A szennyvíz aerob tisztítása során jelentős a vízből eltávolított szennyezőanyagra, vagy éppen a szennyvíz térfogatára vonatkozatható iszaphozam. A szerves anyag anaerob eltávolításánál ez ugyan csak töredéke az aerob tisztításénak, de a hideg vízben ilyen tisztítás nem valósítható meg, és egyébként sem elégíti ki az a befogadó igényeit. Ez csak koncentrált, esetleg meleg vizek tisztításánál jöhet szóba, akármennyivel is kedvezőbb energetikailag az aerob tisztításnál. A fajlagos iszaphozam az aerob iszapkörben rendszerint 0,5-0,9 kg iszap szárazanyag/kg BOI₅ közötti, a szennyezők típusa, a tisztítási technológia, s az alkalmazott iszapkor függvényében. Ennek az iszapnak az anaerob rothasztása esetén a fenti értéknek mintegy a fele a további iszaphozam (iszapmaradék). Mivel a víztelenített iszap rendszerint 20-25 % körüli szárazanyag tartalmú, az elhelyezendő iszapmennyiség a fenti fajlagosok 4-5-szörös értékével számolható. Ennek az elhelyezése nagy költség. Napjainkban a fenti módon előállított iszapok elhelyezése hazánkban mintegy 3500-6000 forint köbméterenként.

A nyers, vagy rothasztott szennyvíziszap közvetlenül csak beszántással, injektálással helyezhető el a mezőgazdasági talajokba. Ez a kihelyezés lehetőségének ciklikussága miatt hosszabb tárolást is igényel, ami alatt ezek az iszapok különböző mértékben berothadnak, s a légtérrel jelentős mennyiségű ammóniummal, kénhidrogénnel és egy sor illékony, bűzös nitrogén és kéntartalmú szénhidrogénnel szennyeznek, miközben az iszap folyamatosan fertőzésveszélyt is jelent. Kézenfekvő tehát elkerülni ezt a veszélyt, a szennyezők légtérbe jutását. Ehhez ad részben segítséget az iszap komposztálása. Segédanyag nélkül azonban sem a nyers, sem a rothasztott szennyvíziszap nem komposztálható légszennyezés-mentesen. Túl sok azoknak a redukált szerves nitrogén tartalma. Ilyen mennyiséget a komposztálásnál mintegy ismét felére csökkenő szerves anyag (humusz) nem tud magába építeni. Jól mutatja ezt a veszprémi szoláris iszapszáritó gázemissziója. A szárítás során elkerülhetetlenül részleges komposztálódás is lejátszódik. Az iszap szerves anyagából közben felszabaduló ammónium egy része a termékben marad, kisebb része (mintegy a nitrogéntartalom 10 %-a) ammónia formájában a száritó légtérbe kerül. Ez jól kimosható tiszta, vagy kénsavas vízzel, azonban az ilyen mosóvizeknek sem lévén piaca, jobb lenne, ha a komposztban maradna.

A nyers és rothasztott iszapban egyébként közelítőleg azonos a KOI/TKN arány. A komposztálás kézikönyvei szerint ez átlagosan 10 körül van, de a csepeli tisztító rothasztott iszapjában az MTA ATK Talajtani és Agrokémiai Intézetének a mérései szerint 6 körüli (Kádár - Draskovits, 2012). Hogy a komposztálás során a nyersanyagból a keletkező humuszvegyületek a teljes nitrogénmennyiséget felvegyék, az alapanyag keverék KOI/TKN arányának 25-30 körül kell lennie. Hogy mi az optimum, az iszap egyéb paramétereinek, közöttük a lignintartalmának is függvénye. A keletkező humusszerű anyagok mennyisége

éppen a szerves anyagok lignin hányadától függ. Közelítőleg a nyersanyag lignin tartalmának mintegy 1,8 -szorososa lesz (Kárpáti, 2002).

A komposztálás költségeit éppen ezért a legigénytelenebb változatra érdemes számításba venni. Ez a már említett beruházási költségeken túl az üzemeltetés és termék elhelyezés költségeit is jelenti. Az üzemeltetésnél a komposztálás segédanyagainak a beszerzése, majd az alapanyagok összekeverése, prizmákba, vagy egyéb komposztáló rendszerbe történő rakása, levegőztetése, keverése, megfelelő kitermelése, rostálása, érlelő halmokba rakása, majd az onnan a felhasználási helyre történő szállítása és szétterítése (esetleg beszántása) a felmerülő költségek. Ezek közül a végső el és kiszállítás és a termőföldre történő egyenletes kijuttatás rendszerint a felhasználó költségét jelenti, amihez ugyanakkor ritkán járul további beruházási költségigény. Hogy ezek a költségek pontosan hogyan alakulnak, az a rendszerint EU támogatással megépült komposztáló kialakításától, valamint a segédanyagok beszerzési, valamint a termék elhelyezési lehetőségétől függ. Az utóbbi kettő kapcsolódhat egymáshoz, de lehet egymástól független is.

Szennyvíziszap komposztálási és hasznosítási példák

A lakossági szennyvíziszapból keletkező komposzt, vagy komposztszerű termék felhasználására mezőgazdasági hasznosításon túl még két lehetőség volt az elmúlt években. Egyik a szénbányászat, villamosenergia termelés, tím földgyártás kapcsán keletkezett hulladékártalók, továbbá a lakossági szilárdhulladék depóniák rekultivációja. Másik a szén, vagy lignittüzelésű erőművekben történő elégetés megfelelő előszárítás után. Erre a gyöngyösi szennyvíztisztítónál adódhatott volna lehetőség –bár Oroszlányban is tervezték-, ahol a megoldás kézenfekvő lett volna egy szoláris iszapszárítással kombinálva a kis szállítási távolság miatt. Mégsem jött létre az a termelő és hasznosító között.

Iszapfeldolgozás és elhelyezés Veszprémben

A veszprémi szennyvíztisztító korábban napenergiával mintegy 50% szárazanyag tartalomra szárított rothasztott iszapmaradékát az ajkai rekultivációkra lehetett hasznosítani rövidebb-hosszabb helyi tárolás, komposztálás után. Ez volt talán a legkisebb iszapköltséget követelő megoldás az országban. Itt a szárított iszapnak a szállítás (3600 Ft/t komposzt szárazanyag - elhelyezési költség nem volt) adta az iszapelhelyezés költségét. Mivel a veszprémi tisztítóban naponta 8 tonna 50 % szárazanyag tartalmú szárított iszap keletkezik (4 tonna iszap szárazanyag/d), visszaszámolható az elhelyezési költség a tisztított szennyvíz mennyiségével (14400 Ft/d a 12 000 m³/d szennyvíz), ami mintegy 1,2 Ft/m³ tisztított szennyvíz fajlagos. Ezen túl azonban az iszapszárítás és gáztisztítás is további üzemeltetési költséget jelentett. Azonban Veszprémben ezek nem jelentősek, évente csupán 5 millió forint, ami mindössze 1,2 Ft/m³ tisztított szennyvíz fajlagos, tehát megegyező volt az iszapelhelyezés költségével. Ezeknél sokkal jelentősebb a 750 millió forintos szárító és gáztisztító beruházásra számítható törlesztési fajlagos érték. 20 éves leírással számolva kamatmentesen, 8,56 Ft/ m³ tisztított szennyvíz fajlagos adódik. Láthatóan ebből 10-10 % volt az iszapelhelyezés és üzemeltetés költsége, és 80 % a beruházás „törlesztésének” a költsége.

Jelenleg Veszprémben a korábbihoz képest az iszapelhelyezés kis mértékben változott. A rothasztott iszapot csak átlagosan 40 % szárazanyag tartalomig szárítják, ami napi 10 t szárított iszap elhelyezését jelenti a volt Inotai Erőmű salakhegyeinek rekultivációjához. Ide az elhelyezés 1500 Ft/t, míg a szállítás 1600 Ft/t. A szárított iszap térfogatsúlya közelítőleg 1 t/m³. Ez azt jelenti, hogy napi 31 000 Ft szemben a korábbi 14400 forinttal. Ez csupán azt jelenti,

hogy a tisztított vízmennyiségre számolva ez a fajlagos mintegy duplázódott, vagy a teljes költségben a részaránya tízről húsz százalékra növekedett.

Fontos megjegyezni, hogy a veszprémi szennyvíztisztítónak az elmúlt évtizedek alatt mezőgazdasági iszap elhelyezési lehetősége nem adódott. A térség domborzati viszonyai, kisebb parcellái, s az elhelyezési terület helyrajzi számonkénti minősítési, ellenőrzési igénye tették ezt lehetetlenné. Különösen megoldhatatlannak látszik a szennyvíziszap alapú komposzt elhelyezése a fentiek miatt a szőlőtermesztésben. Erőművi salak rekultivációjára történő hasznosításra ugyanakkor nőni látszik a kereslet.

Iszapfeldolgozás és elhelyezés Gyöngyösön

A gyöngyösi szennyvíztisztító napi 7000 m^3 szennyvizet tisztít. Ebből közelítőleg 10 t/d 24 % szárazanyag tartalmú rothasztott, víztelenített iszapja keletkezik (2,4 t iszap szárazanyag). Ennél a tisztítónál a víztelenített, rothasztott iszap kétharmadát városi zöldhulladékkal, alulról mérsékelten levegőztetve komposztálják. A naponta átlagosan keletkező $13,54 \text{ m}^3$ komposzt elszállítása a kihelyezőt terheli, ugyanakkor ingyen kapja meg a komposztot. A komposztálási segédanyagért nem fizetett a tisztító, de 2000 Ft/m^3 késztermék komposztálási költsége jelentkezett. Ez 27000 Ft/d költség az iszap kétharmadának a hasznosítására.

Jelenleg a telep iszaptermelésének a harmada (3,4 t/d 24 % szárazanyag tartalmú víztelenített iszap) kerül közvetlenül mezőgazdasági elhelyezésre. Ennek mintegy 4900 Ft/t elhelyezési költsége jelentkezik szállítással együtt. Ez 16660 Ft/d iszap elhelyezési költség. Összesen ezek 43660 Ft/d . Látható az adatokból, hogy viszonylagosan a nem komposztált iszap elhelyezése drágább. A napi szennyvízmennyiségre vonatkoztatva ugyanakkor átlagosan az $6,23 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz. A tisztító építéskor a komposztáló betonfelületének és gépészetének a kialakítása mintegy 70 millió forintba került. A korábbihoz hasonlóan számítható amortizáció (20 év, kamat nélküli) $1,37 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz.

Ezeken túl közeli Mátra-Visontai lignit erőmű is kedvező lehetőség lehet Gyöngyösön a szennyvíztisztítás maradékának a hasznosítására. Ezt az erőmű is érzékeli, mert jelenleg már megkezdte a beruházását egy regionális iszapszárító telepnek, amely az erőműben elégethető szárított iszapot állít majd elő. Az erőmű nagyobb régióban gondolkodik, sőt a kisebb telepek nem rothasztott iszapjában, melyek szárazanyagának mintegy másfélszer nagyobb kalóriatartalma van, mint a rothasztott szennyvíziszapokénak. Ilyen szárításra és hasznosításra az erőmű 6-7 ezer Ft/t áron tervezi a víztelenített (20-22 % sz.a.) iszapok átvételét.

Iszapfeldolgozás és elhelyezés Sopronban

A tisztító és komposztálója új, így lehetőség volt teljesen zártkamrás levegőztetett gyorskomposztálás kiépítésére, megfelelő gázelszívással és biofilteres gáztisztítással. A szennyvíztisztító naponta átlagosan 14600 m^3 szennyvizet tisztít, amiből a rothasztás után 5,425 t iszap szárazanyag keletkezik. A víztelenített iszap felét azonban közvetlenül, 25 % körüli szárazanyag tartalommal helyezik el a mezőgazdaságban (10,8 t/d). Ennek mintegy 2000 Ft/t a szállítási és 3000 Ft/t az elhelyezési költsége. Ez napi 56160 Ft . Tisztított vízmennyiség felére vonatkoztatva a fajlagos költség $7,70 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz.

A víztelenített iszap másik felét repceszalmával komposztálják, szénhidrogénbontó mikroorganizmus tenyészet adagolásával. Ezeket a tisztítónak meg kell megvásárolnia. Ennek a napi átlagos költsége 10714 Ft/d . A komposztálás fentiekén túli átlagos napi munkaerő és

energiaköltsége mintegy 8600 Ft/d. A komposztálás így összesen 19314 Ft/d üzemeltetési költség. A szalma-iszap keverékből napi átlagban mintegy 4,8 t 56-58 % szárazanyag tartalmú komposzt keletkezik (2,736 t/d komposzt szárazanyag), mintegy 560 kg/m³ ömlesztett térfogatsúllyal. Elhelyezője 1800 Ft/t áron kapja a tisztítótól a komposztot, ami átlagosan napi 8640 Ft bevételt jelent. A komposzt elszállításának a költségei sem a tisztítót terhelik. A komposztálás kiadásainak és bevételének a különbözete 10674 Ft/d. A komposztálós megoldásnak tehát a tisztított vízmennyiségre vonatkozatható fajlagos költsége 1,46 Ft/m³ tisztított szennyvíz. A két megoldás együttes költsége 66834 Ft/d. Fajlagos értékében ez 4,58 Ft/m³ tisztított szennyvíz.

A komposztáló beruházási költsége 208 millió forint volt 2006-ban, aminek a korábbiakhoz hasonlóan számított leírása (20 éves, kamat nélküli) 1,95 Ft/m³ tisztított szennyvíz. Ha ezt csak a fele vízmennyiségre számoljuk, akkor is 3,9, illetőleg az 1,46 Ft/m³ üzemeltetési költséggel együtt is csak 5,36 Ft/m³ tisztított szennyvíz. Látható ebből, hogy az utóbbi a közvetlen kihelyezéssel szemben csaknem 2,5 forint/m³ tisztított szennyvíz fajlagossal kedvezőbb. Ez jelentősen csökkenti a soproni iszapköltségét.

Iszapfeldolgozás és elhelyezés Pápán

A pápai szennyvíztisztító nem rendelkezik anaerob rothasztóval, ami nagyobb fajlagos iszaphozamot jelent a naponta átlagosan tisztított 8500 m³ szennyvízre. Ez azért is igaz, mert terhelésének egy része még ma is a pápai húsipartól érkezik és az a rész jóval szennyezettebb, mint a lakosságé. A centrifugált nyers nyersiszap 23 m³/d 20 % szárazanyag tartalommal. Ez 4,6 t/d iszap szárazanyag. Ennek a komposztálását egy vállalkozó végzi szalma hozzákeverésével, szénhidrogén bontó mikroorganizmusok adagolásával, forgatott, vagy statikus prizmás megoldással. Mivel az üzem nem ad ki további adatokat az iszapátadása költségeiről, ennél az üzennél nem számolhatók ki az iszapköltségek.

Iszapfeldolgozás és elhelyezés Szombathelyen

Szombathelyen a szennyvíztisztító az elmúlt évben napi átlagban közelítőleg 23 000 m³ szennyvizet tisztított. Ebből a szennyvíz valójában csak 19 000 m³ volt, a többi záporvíz a 17 alkalommal érkezett csapadékhozamból. A tisztításnál a technológia adottsága révén (A2/O eleveniszapos tisztítás, majd iszaprothasztás, iszap víztelenítés) ezekből átlagosan 28,536 m³/d 23,8% szárazanyag tartalmú víztelenített iszap keletkezett. Ez mintegy 6,8 t iszap szárazanyagot jelent. A tisztító ennek teljes mennyiségét komposztálja, amihez nyers és visszarostált faaprítéket használ segédanyagként 1:2= iszap:faapríték térfogatarányban. Ezt 8,55 t/d, mintegy 50 % nedvességtartalmú faapríték, tehát 4,27 t lignocellulóz szárazanyag/d felhasználásával tudja biztosítani. Ez azt jelenti, hogy összesen 11,07 t/d (iszapmaradék és faapríték) szárazanyag komposztálására kerül sor. A komposztálás során ennek az ásványi része (izzítási maradék) a komposztban marad, míg a szerves anyag (benne a cellulóznak is) egy része széndioxidá oxidálódik. Végeredményben a telepen így napi átlagban 11,44 t/d, átlagosan 56 % szárazanyag tartalmú komposzt (6,4 t/d komposzt szárazanyag) keletkezik. Ezt a komposztot a telep ingyen bocsátja a mezőgazdasági felhasználók rendelkezésére, de a kiszállítás, elhelyezés őket terheli. Költségeként ugyanakkor a segédanyag (8,55 t/d faapríték) ára és a komposztálás üzemeltetési költsége jelentkezik.

A Gore membránnal takart, alulról levegőztetett kamrákban egyébként a gyorskomposztálás 3-4 hét, majd az érésre több hónap, akár év is rendelkezésre áll. A gyorskomposztálás légszennyezése a takarással és a segédanyag mennyiséggel szabályozva minimális. Az

utóérlelés az őszi-tavaszi komposzt kiszállítással a telepen kevesebb, mint egy év. Az érés befejező szakaszára ennek megfelelően már esetenként a talajban kerül sor. Ez egyébként a talaj biológiai élete, évenkénti megújulása tekintetében kedvező is. Megjegyzendő, hogy a nyári időszakban a komposzt egy részét prizmás komposztalással állítják elő, aminek hasonlóan megvan a segédanyag és üzemeltetési költsége. A komposztáló beruházási költsége 467 millió forint volt (2010), ami itt közepes leírási költséget jelent. Itt is 20 évre és kamatmentesen számolva azt, 2,8 Ft/m³ tisztított szennyvíz.

A fenti példák összegző mutatói, fajlagosai, kiegészítve a következő fejezetben bemutatásra kerülő iszap és komposzt N és P tartalma számított műtrágya egyenértékével az alábbi táblázatban láthatók:

30. táblázat Különböző szennyvíztisztítók iszapfeldolgozási, elhelyezési költségadatai.

Agglomeráció		Veszprém	Gyöngyös	Sopron	Pápa	Sz.hely
Napi tisztított szennyvíz	m ³ /d	12000	7000	14600	8500	19000
Napi iszaphozam	kg sz.a./d	4000	2400	5425	4600	6800
Fajlagos iszaphozam	kg sz.a/m ³ szennyvíz	0,33	0,34	0,37	0,54*	0,36
Komposztáló beruházás amortizációja**	Ft/m ³ szennyvíz	8,56	1,37	1,95	0	2,8
Komposztált iszaphányad		0	0,66	0,5	1	1
Iszap és komposzt N-P tartalma számított tápanyagértéke***	Ft/d	51000	36628	69230	58700	86700
Összes iszapköltség	Ft/d	31000	43660	66834	nincs	nincs
Fajlagos iszapköltség	Ft/m ³ szennyvíz	2,5	6,3	4,6	nincs	nincs

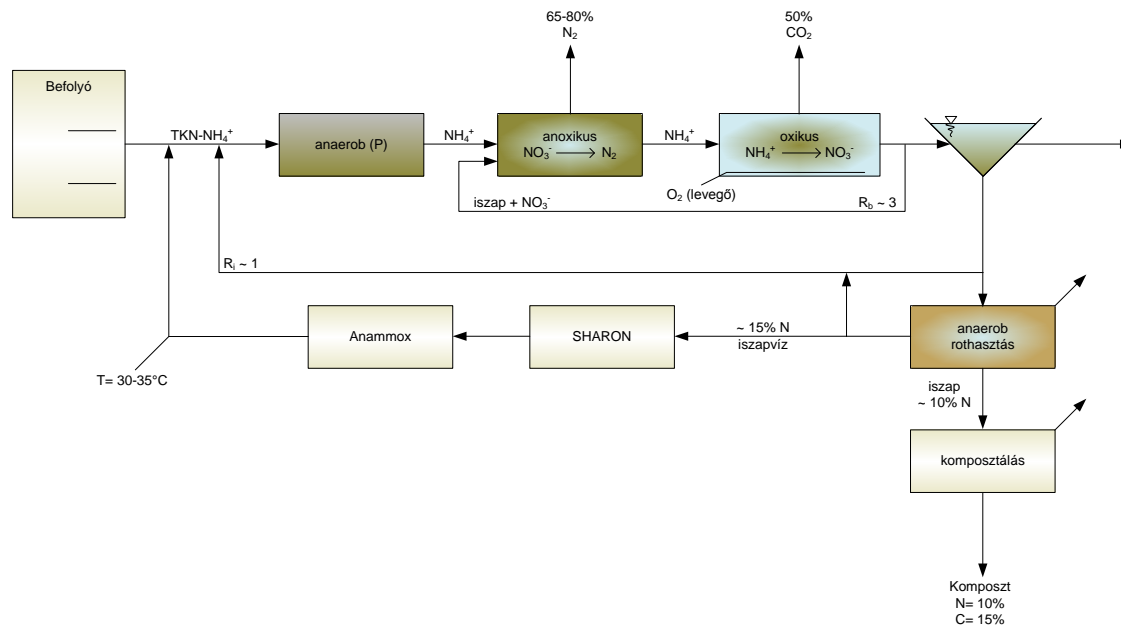
*Anaerob iszaprohasztás nélkül

**20 éves kamatmentes leírással számolva

***250 Ft/kgN és 641 Ft/kgP fajlagos műtrágya tápanyagárral számolva (Kádár és Draskovits, 2012)

Szennyvíziszap, szennyvíziszap-komposzt tápanyagának értéke

A szennyvíz tisztításánál minél „nyersebb” az iszap, annál nagyobb a szárazanyagának a nitrogén tartalma. A nagyterhelésű tisztítóknál az iszap szárazanyagába akár 4,5-5 g/föd is felvételre belekerülhet. Ez a lakosonkénti nitrogénterhelésnek mintegy a 40 %-a. Ugyanez a kis terhelésű A2/O rendszereknél már nem több, mint 2,4-2,5 g/föd. Ha ezt a szennyvíziszapot anaerob rohasztóban tovább kezelik, mind a szerves anyagának, mind a nitrogéntartalmának a újra csak a fele kerül a maradékba. Ez már csak 1,2-1,3 g/föd, tehát az eredeti lakossági nitrogénterhelésnek maximálisan a 10-15 %-a (**76. ábra**). Hogy a komposztálás során ebből még milyen veszteség következik be, az a komposztálás függvénye, ami már a bevetőben említésre került.



76. ábra A lakossági szennyvíz szerves C és N eltávolításának általános sémája

A foszfor esetében hasonló veszteségekről alig beszélhetünk, ha a tisztításnál a foszfort megfelelően visszatartják a szennyvízből az iszapba. A foszfor azonban a hazai előírások szerint csak a nagyobb tisztítók esetében kerül mintegy 90 %-ban az iszapba. A kicsiknél a tisztított vízben maradhat akár a fele is. Nagyobb üzemeknél így napi 1,5 g P/főd növényi foszfor tápanyag kerülhet újrafelhasználásra.

Ha figyelembe vesszük, hogy a nitrogéntápanyag ára jelenleg 250 Ft/kg, a foszforé pedig 641 Ft/kg, lakosonként mindkét elem esetében elég kis nyereségről beszélhetünk. Nagy telepeknél 0,4 Ft/főd a nitrogénnél, és közel 1 Ft/főd a foszfornál. Ha azonban figyelembe vesszük, hogy mintegy 8 fő szennyezőanyaga van egy köbméter szennyvízben, 3 Ft/m³d nitrogén és 8 Ft/m³d foszfor tápanyag nyereségről beszélhetünk. Ez a nyereség azonban a termőtalajban lassú ütemben hasznosul csak. A nitrogén felszabadulási sebességét már említettem, a foszforé azonban még több tényezőtől függ. A foszfor döntő hányada ugyanis szerves foszfátként, sejtben tárolt poli-foszfátként, kalcium-foszfátként, vagy a foszfor és szulfid kicsapódása érdekében hozzáadott vas és alumínium foszfátjaként van a talajban. Az utóbbiakat a növények különösen nehezen tudják csak hasznosítani. Ettől függetlenül az összes tápanyag újrahasznosítás értéke a köbméter szennyvízre az 5-8 forintot is elérheti.

A szennyvíziszapok, vagy komposztok növényi tápanyag értékét a fenti számítással ellentétben mindig az iszap, vagy a komposzt nitrogén és foszfor tartalmából lehet legegyszerűbben kiszámítani. Jó példa lehet erre akármelyik fent vizsgált eset is, ha elfogadható pontossággal tudnánk a termékeik átlagos nitrogén és összes-P tartalmát. Persze becsülni is lehetne ezt az értéket az anyagmérlegekből, ismerve, abból hogy mind a nyers, mind a rothasztott iszapjuk szárazanyagának is mintegy 4-4,5 % körüli a nitrogéntartalma. A csepeli szennyvíztisztító rothasztott nyersiszapja szárazanyagának a nitrogén tartalma 4,26, összes-P tartalma 3,48 %, AL-oldható K₂O tartalma 0,14, míg AL-oldható P₂O₅ mennyisége 0,82 %. Kádár és Draskovits (2012) adatai alapján. Ezekből az adatokkal számolva is megbecsülhetjük a vizsgált tisztítók kihelyezett termékeinek a nitrogén és hasznosítható foszfor tápanyag mennyiségeit, és azok tápanyagértékét. A fent említettek miatt a számításnál csak az ammónlaktát-ecetsav oldható (könnyen hasznosítható) AL-oldható P₂O₅ tartalmat vettem figyelembe.

Gyöngyösön nem számolva veszteséget a komposztálásnál, 2,4 t/d iszap szárazanyagból 102 kg N és 20 kg P₂O₅ vagy 8 kg P kerülhet átlagosan naponta újrahasznosításra a komposzttal vagy nyersiszappal. Ennek az értéke 250 Ft/kg N és 641 Ft/kg P fajlagossal (Kádár és Draskovics, 2012) számolva 25500, és 5128, összesen 30628 Ft/d. Ezzel szemben az üzem szűkített költsége (beruházás amortizációja nélkül) a hasznosításnál 43660 Ft/d.

Sopronban a gyöngyösi analógiájára 57640 Ft/d a nitrogénre és 11600 Ft/d a foszforra számítható érték, ami együtt 69230 Ft/d. Ezzel szemben a víztelenített iszap hasznosítása a tisztítónak hasonlóan szűkített költségben, 66834 Ft/d az iszapköltséget jelent.

Veszprémnél ugyan az ilyen számításnak látszólag nincs értelme, mert nem hasznosul az iszap a mezőgazdaságban. Itt egyébként 51000 Ft/d körül van az összes N és P tápanyag érték, szemben a 31000 Ft napi elhelyezési költséggel.

Pápán a 4,6 t/d iszap szárazanyagra 58700 Ft/d az iszap tápanyag érték adódik. Nem pontosítja ugyanakkor az üzem az aktuális iszapköltségét.

Szombathelyen 6,8 t iszap szárazanyagra 86780 Ft/d ez az érték. Az iszaphasznosítás szűkített költségét ez az üzem sem tette publikussá.

A szennyvíziszap komposzt hasznosítási problémái a mezőgazdaságban

A mezőgazdaság a szennyvíziszapokat valószínűleg széles körben hasznosítaná, ha nem gátolnák azt az érvényes jogszabályok, továbbá a konkurencia esetenkénti félelemkeltése. A szennyvíziszap komposzt kereskedelmi forgalmazásának a jövőben sem valószínű, hogy lesz lehetősége, sőt ha a jelenlegi forgalomban kapható komposztokat is részletesebben megvizsgálnák, valószínű, sok terméknel komoly hiányosságok merülnének fel.

A szennyvíziszap komposztjánál az első probléma talán abból adódik, hogy az előírás annak a cink és réztartalmát olyan alacsonyra limitálja, ami alá igen nehéz lemenni. A lakossági szennyvíziszapok átlagos cinktartalma valahol 800, réztartalma 400 mg/kg szárazanyag körül alakul. Persze jóval több is lehet, mert a már hivatkozott csepeli szennyvíztisztító rothasztott iszapmintáiban az 1136 és 788 mg/kg szárazanyag (Kádár és Draskovics, 2012). Hogy ezekkel csak 100 mg/kg szárazanyag alá kerülhessünk, szinte irreális hígítás kellene a komposztálás során. A segédanyag és az iszap szerves része ugyanis nagymértékben bomlik, ezek a fémek viszont helyben maradnak. Egyébként a cink antagonisztikus eleme az iszapban levő foszfor, így meggondolandó annak a túlzott limitálása, no meg a termőtalajaink egyébként is meglehetősen cinkhiányosak. A szennyvíziszap fémtartalmának a termőtalajba juttatása egyébként ott nagyon hosszú folyamatos elhelyezést tenne lehetővé, nem is beszélve azok mikroelem hiányáról (Kárpáti, 2002; Kádár és Draskovics, 2012; Vajda, 2012).

További problémája a komposztnak a sterilitása, valamint a TPH tartalma. Az első a komposztálás hőszínezetével, vagy hőntartásával biztosítható, de bármikor fennáll a kellően nem sterilizált komposztterek anyagaitól történő visszafertőződés veszélye. A komposztálódás érési fázisában ugyan a gombák tevékenysége révén penicillin anyagok is keletkeznek, melyeknek némi fertőtlenítő hatása érvényesül, de a visszafertőződés veszélye ekkor is fennáll. Kérdés, hogy az ellenőrző vizsgálathoz a mintavétel hova, s a ciklikus komposztálásnál mikorra írják elő. Talán ezt sem ártana a szabályozásnak a jövőben pontosítani. A TPH tartalom ellen egyébként megfelelő bakteriális beoltás segíthet.

A szennyvíziszap komposztálása során egyébként a segédanyagok, elsősorban lignocellulóz lebontásának a gyorsítására szokásos oltó tenyészetet adagolni (pl. *Pseudomonas putida*). Ilyen újraoltás a gyorskomposzt későbbi, érési fázisában is hasznos. Akkor elsősorban a magasabb

hőmérsékletet kevésbé tűrő baktériumtörzsekkel. A jó komposzt hosszabb távon éppen ezek elszaporodásával a talajban, javítja a növények szármaradványainak az ottani lebomlását, komposztálódását, minimalizálva az esetleges pentozán hatást.

Hasonlóan javítható, bár ritkán alkalmazott a komposzt minőségjavítása azotobakter fajok adagolásával (pl. *Azotobacter chroococcum*). Ezek a komposzt, illetőleg a talajba kerülve annak a nitrogéntartalmát növelik. Ugyanígy kedvező hatású a komposzt, valamint a talaj esetében is a foszformobilizálására szóba jöhető *Bacillus megaterium* adagolása. Adagolása a komposztálásnál nem gyakorlat, talajnál az utóbbi évtizedben terjed (Vajda, 2012). A talaj mikroorganizmusai tápanyag immobilizáló tevékenysége nélkül ugyanis a tápanyagok felvétele igen korlátozott, még ha a felvételben a növényzet gyökerei által termelt savaknak, enzimeknek is jelentős szerepük van. Ez alól csak a nitrogén a kivétel, amiért is a növénytermesztésben a fejtrágyázás az utóbbi évtizedekben népszerűvé vált.

A komposztok növényi tápanyag ellátás és talajbiológia javító hatásával kapcsolatosan a szennyvíziszap komposztálója és annak a felhasználója még alig tárgyalóképesek. Ahol a komposztálást mezőgazdasági szakemberek irányítják, talán jobb a helyzet. Adódhat ez abból is, hogy jobban megértik az átfedéseket, lehetőségeket, jobban felmérhetik a komposzt talajbiológiai hatását, használatából adódó hosszabb távú nyereséget. Sajnos a bemutatott példák szerint azonban ma még elsősorban az elhelyezés költségei a meghatározók.

A szennyvíziszap komposzt ellen még egy félelem él az emberekben. A lakosság által felhasznált gyógyszerek szennyvíziszapba kerülő maradványa. Érdekes, hogy a vízben maradó rész látszólag kevésbé izgatja földünk népszerűségét. Ezzel kapcsolatosan talán az lehet valamelyest megnyugtató, hogy a tápanyagainkat előállító állatok ugyanúgy ki vannak téve a gyógyszereknek, s a belőlük a trágyába kerülő gyógyszermaradvány az eddigiek alapján a talajban nem okozott komolyabb problémát. Nincs is korlátozása az állati trágyák mezőgazdasági hasznosításának, holott az állatok növekedés serkentésére, egészségének védelmére felhasznált anyagoknak mintegy 30-90 %-a változatlan, vagy alig módosult formában az állati trágyába kerül (Motoyama et al. (2011). Magyarázat erre éppen a talajok hatalmas adaptációs készsége, ami sok-sok évezred folyamán alakult, aklimatizálódott mai állapotába. Ilyen értelemben az emberi fogyasztású gyógyszerek legvégül szennyvíziszapba kerülő hányada sem valószínű, hogy a komposztálás során történő lebomlása után ennél nagyobb problémát jelentene (Barbané et al. 2009; Motoyama et al. (2011). A növény az említett bonyolult tápanyagfelvétellel egyébként is tovább szelektál a termékbe kerülő anyagok tekintetében. Ezen túl a növény állat vonalon is van egy szelekció a táplálékláncban az ember, mint végfogyasztó előtt. A gyógyszerek maradványainak a környezeti kockázatát ha nagyon pontosítani akarnánk, talán az élelmiszereknél kellene kezdeni a vizsgálatot.

Összefoglalás

Látható a fenti példákból, hogy az iszapkomposztálás és elhelyezés költségei évről-évre dinamikusan változhatnak, amit a piac kereslete, kínálata és a szabályozók változása befolyásol. Utóbbiba még az állami támogatási rendszer változása, sőt a hatósági alkalmazottak hozzáállása is beleérthető. Ma a fentiekben részletezett költségek biztosításánál fontosabb kérdés a szennyvíziszap komposzt termőtalajba juttatásának a költségfedezete, amit az állam, vagy központi költségvetés nem támogat. A termelés, értékesítés ugyanakkor ki van téve a piaci versenynek, miközben a termelő nem biztos, hogy megfelelően látja az iszapkomposzt tápanyagtartalma termékhozam növelő, és egyéb kedvező hatását. Ilyen például a különböző szennyvíziszapok és iszapkomposztok pontos makro-, mezo- és mikro-tápanyag tartalma, s a

talajainknál azokkal elérhető hatások. A gyógyszeriparnak bizonyára nem érdeke, hogy a mikro-tápanyag ellátásban javulás álljon be, mert az USA kongresszusa már 1927-ben deklarálta mezőgazdasági talajaik mikro-tápanyaghiányát, s máig nem sikerült a pótlásban különösebb eredményeket elérniük.

Talán hátráltató tényezője az iszapkomposzt hasznosításnak az is, hogy a mezőgazdasággal szemben a lakossági szennyvíztisztítás be tudja építeni az iszapköltségeit a vízdíjakba, megfizetve azt az ivóvizet fogyasztó lakossággal. Az utóbbi költséghatásairól igyekezett ez az anyag néhány példát bemutatni.

Hivatkozások

- Alexa, L., Dér, S. (2001) Szakszerű komposztálás. Elmélet és gyakorlat. Profikomp, Gödöllő
- Anon (1951) Second Interim Report of the Inter-departmental Committee on Utilisation of Organic Wastes, New Zealand Eng.
- Barbané, S., Brar, S.K., Tyagi, R.D., Beauschesne, I., Surrampalli, R.Y. (2009) Pre-treatment and bioconversion of wastewater sludge to value-added product – Fate of endocrine disrupting compounds. *Science of the Total Environment*, 407 (2009) 1471-88.
- Burd, R. S. (1968) A Study of Sludge Handling and Disposal. Dow Chemical. Co., Report to the FWPCA, Dept. Of Interior, Pub. WP-20-4
- Chandler, J. A., Jewell, W. J., Gossett, J. M., Van Soest, P. J., Robertson, J. B. (1980) Predicting Methane Fermentation Biodegradability. *Biotechnology and Bioengineering Symposium No. 10* (New York: John Wiley & Sons, Inc)
- Colacicco, D., Epstein, E., Wilson, G. B., Parr, J. F., Christensen, L. A. (1977) Costs of Sludge Composting. *Agricultural Research Services. USDA, ARS-NE-79*
- De Bertoldi, M., Vallini, G., Pera, A. (1983) The biology of composting. *A review, Waste Manage. Res.* 1, 157-176.
- Epstein, E. (1979) Bulking Materials in *Proceedings of the National Conference on Municipal and Industrial Sludge Composting - Materials Handling* (Rockville, MD: Information Transfer)
- Epstein, E., Willson, G. B., Burge, W. D., Mullen, D. C., Enkiri, N. (1976) A Forced Aeration System for Composting Wastewater Sludge. *J. Water Poll. Control Fed.*, 48:4
- Ettlich, W. F., Lewis, A. E. (1978) A Study of Forced Aeration Composting of Wastewater sludge. *US EPA Municipal Environmental Res. Lab., Cincinnati, OH. EPA-600/2-78-057*
- Gallert, C., Winter, J. (2001) 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)
- Goldstein, N., Riggle, D (1990) Sludge Composting Maintains Momentum. *BioCycle*, 31 (12)
- Haug, R. T. (1993) *The Practical Handbook of Compost Engineering*. CRC Press, Boca Raton
- Haug, R. T., Haug, L. A. (1978) *Sludge Composting - A Discussion of Engineering Principles* Parts I and II. *Compost Sci.* 18(6), 19 (1)
- Haug, R. T., Tortorici, L. D., Raksit, S. K. (1977) *Sludge Processing and Disposal - A State of the Art Review* (Whittier, CA: LA/OMA Project)
- Haug, R.T. (1978) *Composting West Organic Sludges - A Problem of Moisture Control*, in *Proceedings of the National Conference on Design of Municipal Sludge Compost Facilities* (Rockville, MD: Technology Transfer)
- Haug, R.T., Ellsworth, W.F. (1991) *Measuring Compost Substrate Degradability*. *BioCycle* 32 (1)

- Horvath, R. W. (1978) Operating and Design Criteria for Windrow Composting of Sludge. in Proceedings of the National Conference on Design of Municipal Sludge Composting Facilities (Rockville, MD: Information Transfer.)
- Henssen, A. (1957) Beitrage zur Morphologie und Systematik der thermophilen Actinomyceten, Arch. Microbiol. 26, 373-414.
- 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.
- Kádár, I., Draskovits, E. (2012) A szennyvíz és szennyvíziszap elemforgalmáról. Hírcsatorna, (78)12-17.
- Juhász, E., Kárpáti, Á. (2002) Szennyvíziszap keletkezése, kezelése, elhelyezési lehetősége Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel. 3. sz Tanulmánygyűjtemény Szerk. Kárpáti Á., Veszprémi Egyetem, KmKTT, 17-29.
- Kárpáti, (2002) A szennyvíztisztító - iszapkezelő együttes jövője. Aerob szennyvíztisztítás: vizsgálata, modellezése - anaerob szennyvíztisztító rendszerek - iszapkomposztálás -. 4. sz Tanulmánygyűjtemény, Szerk. Kárpáti, Á. Veszprémi Egyetem, KmKTT, 86-94.
- Kárpáti, Á. (2009) Szennyvíziszap és termékeinek mezőgazdasági hasznosítása, várható hatásai. Biohulladék, 4 (3) 17-19.
- Kárpáti, Á. (Szerk.) (2002) Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás. Tanulmány gyűjtemény No. 6. Veszprémi Egyetem, KMKT Tanszék (2002), pp. 96.
- Krogmann, U. (2001) Composting. In Sludge into Biosolids. Processing, Disposal and Utilization. Eds. Spinosa, 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.
- Lee, J. F., Sears, F. W. (1963) Thermodynamics (Reading. MA: Addison-Wesley Publishing Co. Inc.)
- MacGregor, S. T., Miller, F. C., Psarianos, K. N., Finstein, M. S. (1981) Composting Process Control Based on Interaction Between Microbial Heat Output and Temperature. Appl Environ. Microbiol., 1321.
- McCarty, P. L. (1974) Anaerobic Processes, paper presented at the Birmingham Short Course on Design Aspects of Biological Treatment, Int. Assoc. of Water Pollution Research, England
- McGaughey, P. H. and Gotaas, H. G. (1985) Stabilisation of Municipal Refuse by Composting Trans. Am. Soc. Civil Eng. Paper No. 2767.
- Motoyama, M., Nakagawa, S., Tanoue, R., Sato, Y., Nomiyama, K., Shinohara, R. (2011) Residues of pharmaceutical products in recycled organic manure produced from sewage sludge and solid waste from livestock and relationship to their fermentation level. Chemosphere **84**, 432-438.
- Olexsey, R. A. (1974) Thermal Degradation of Sludges, Symp. On Pretreatment and Ultimate Disposal of Wastewater Solids. Rutgers University, NJ.
- Rich, L.G. (1963) Unit Processes of Sanitary Engineering (New York: John Wiley & Sons)
- Schulze, K. L (1962) Continuous Thermophilic Composting Compost Sci.
- Schulze, K. L. (1960) Rate of Oxygen Consumption and Respiratory Quotients During the Aerobic Decomposition of a Synthetic Garbage, Compost Sci.
- 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
- Vajda, S. (2012) A beforgatott jövő – Talajbiológiai és baktériumtrágyázási ismeretek mindenkinek. Phylazonit Kft. Nyíregyháza
- Willson, G. B., Epstein, E., Parr, J. R. (1977) Recent Advances in Compost Technology. In Proc of the 3rd Natl Conf. Sludge Management, Rockville, MD: Disposal and Utilization Information Transfer.
- Willson, G. B., Parr, J. F., Epstein, E., Marsh, P. B., Chaney, R. L., Colacicco, D., Burge, W. D., Sikora, L. J., Tester, C. F., Hornick, S. (1980) Manual for Composting Sewage Sludge by the Beltsville Aerated-Pile Method, Municipal Environmental Res. Lab., Cincinnati, OH EPA-600/8-80-022
- Zanoni, A. E., Mueller, D. L. (1982) Calorific Value of Wastewater Plant Sludges. J. Environ Eng., Di. ASCE, 108(E1)

Számítások és kérdések:

Milyen nedvességtartalom kedvező a komposztálásnak?

Hogyan változtathatja a szabad gáztérfogat arányt a segédanyag, vagy strukturanyag aprításával?

Melyik segédanyagot preferálná a komposztáláshoz, a fűrészport, vagy a szelmaszecskát?

Miért veszélyes a lakossági szilárd hulladék szeparált szerves anyagának a bekeverése komposztálási segédanyagként?

Milyen mélységben célszerű ellenőrizni a komposzthalom hőmérsékletét, illetőleg hogyan lehet azt optimalizálni?

Milyen a komposztokban a növényi tápanyagtartalom a lakossági szennyvíziszapével összevetve?

12. Szennyvíziszap szárítás, égetés és egyéb hasznosítás

Nyilvánvaló, hogy a szennyvíziszap lerakókba történő elhelyezése valamikor egyszerű, kényelmes megoldás volt, ami azonban hosszú távon nem volt tartható. Nem lehet növelni lényegesen a mezőgazdasági újrahasznosítást sem a talajban, mert a talaj összetétele, szennyezőanyag tartalma, s egyéb adottságai erősen korlátozzák azt. A folyamatosan szigorodó előírások más megoldások keresésére készítetik a gyakorlatot. Egyik a szennyvíztelepen, vagy elkülönítetten történő szennyvíziszap komposztálás. Intő jel volt erre már évtizedekkel ezelőtt az óceánok, tengerek szennyvíziszappal történt szennyezésének a problémája. Ez korábban olyan mértéket öltött, hogy az emberiség már érezte az önmagára visszaható pusztító hatást, s kénytelen volt beszüntetni a tengeri ökoszisztémát mértéktelenül károsító megoldást. Napjainkban a szennyvíziszap kármentesítésére, hasznosítására az iszap szárítása, elégetése is egy lehetséges alternatíva. Ez a víztelenített iszap térfogatát hamu formájában, technológiától és iszaptípustól függően 10-50%-ára redukálja. Azért is figyelemreméltó ez a lehetőség, mivel a víztelenített iszap fűtőértéke vetekszik a lignit fűtőértékével, így az égetés energiaigényét, az égés fenntartását biztosíthatja (Vesilind és Ramsey, 1996).

Vannak országok, ahol a különböző természetföldrajzi, politikai okok miatt a hulladéklerakók ma már csak az ilyen égetés hamuját hajlandók befogadni. Ezek közé tartozik, Németország, Dánia és Franciaország (Lue-Hing et al. 1996). Sokszor azonban a hamu elhelyezése sem egyszerű feladat, mivel a szennyvíziszap nehézfém-tartalmának szinte teljes egésze a hamuban marad. Hogy ilyen nehézfém-tartalommal rendelkező hamut építőanyagként is lehessen hasznosítani a méregdrága lerakás alternatívájaként, igen összetett és fejlett, kiválóan átgondolt és kontrollált technológiák kiépítését igényli.

Az égetésre igényt tartó iszap és stabilizálása

A nyers és rothasztott szennyvíziszap szárazanyagának a szerves és szervesetlen anyag megoszlása, mint bemutattuk korábban, meglehetősen eltér. Igaz ez a fűtőértékére is. Égetésre csakis 35 %-nál nagyobb szárazanyag tartalmú iszap javasolható. Ezt különböző nehézségek árán, de mind a nyers, mind a rothasztott iszappal el lehet érni. Rothasztás során az iszap fajlagos fűtőértéke 17,5 MJ/kg iszap szárazanyag értékről 10,5 MJ/kg iszap szárazanyag értékre csökken (Thipkhunthod et al. 2005), ami azt sugallja, hogy égetés előtt nem szerencsés a rothasztás. Másrészt viszont a rothasztás során a szennyvíziszap csaknem a felével csökken, így a víztelenített maradék tömege is csaknem a felére csökken. A víztartalma is jóval kevesebb lesz, ráadásul a rothasztott iszap jobban szállítható. Ezen túl előny lehet, hogy az anaerob rothasztás során fejlődő biogáz (metán) villamosárammá alakításakor olyan termikus hőhasznosítás is szóba jöhet, ami a víztelenített iszapot tudja valamelyest szárítani.

Mésszel történő stabilizálásnál, kondicioálásnál ($\text{pH} > 12$) ugyanakkor az iszap térfogata és a szárazanyag tömege jelentősen növekszik, de a fajlagos fűtőértéke csökken. Általánosságban a mészbekeverés növeli az ártalmatlanítás költségeit, legyen szó akár égetésről, akár lerakásról. Az EU-ban a szennyvíztisztítók 50%-ában anaerob rothasztással, 18%-ában aerob stabilizációval, 4%-ában mészbekeveréssel stabilizálják a szennyvíziszapot, 24%-ában nem végeznek stabilizálást (Fytili és Zabaniotou, 2006).

A szennyvíziszap szárítása és kapcsolódó szárítógáz tisztítási igény

Az ülepítőkből, rothasztókból kikerülő szennyvíziszap rendszerint 95% víz-, és átlagosan csupán 5% szárazanyag-tartalommal rendelkezik. A víz 70-75%-a szabad, 20-25%-a pelyhekben kötött, 1%-a pedig kapilláris-ill. kémiaiilag kötött víz. A nagy víztartalom

elpárologtatása igen nagy hő igényel, ezért égetés előtt a híg szennyvíziszapot valamilyen egyszerűbb víztelenítő, szárító eljárásnak kell alávetni.

A víz eltávolításának fázisai rendszerint a sűrítés, a mechanikai víztelenítés és a szárítás [6]. A sűrítés során az iszap hirtelen térfogatcsökkenésével kell számolni. Például, a 3% szárazanyag-tartalmú iszap 6%-osra történő besűrítése a teljes térfogat 50%-os csökkenésével jár együtt. A következő művelet a mechanikai víztelenítés. Ennek elősegítésére gyakran adagolnak az iszaphoz valamilyen kondicionáló anyagot, mely csökkenti az iszappelyhek stabilitását, és a pehelyben kötött víz felszabadulásához vezet. Mivel csak igen kis mennyiséget kell az iszaphoz adni [8-10 mg/kg iszap sz. a.), alig befolyásolja az iszap száraz tömegét. A mechanikai víztelenítés rendszerint szalagszűrő-préssel, centrifugával vagy kamrás szűrővel történik. Az első két módszerrel 20-30% szárazanyag-tartalmat lehet elérni, utóbbinál 24-42%-ot (Amberg, 1984). Az iszap további szárítása kizárólag termikus eljárásokkal lehetséges.

Az iszap égethetősége, felhasználhatósága az egyes égetési folyamatokban a víztartalom függvénye. A víztelenítési technológiát, illetve a víztelenítés mértékét mindig a végcél ismerve kell meghatározni. Ha például az iszapot pirolízisnek vagy elgázosításnak szándékozzák alávetni, akkor többnyire elengedhetetlen a teljes kiszáritás. Ugyanez a helyzet porított szénnel táplált hőerőműben történő együttegés esetén is, hiszen csak a tökéletesen száraz iszapot lehet finom porrá őrölni. Természetesen a teljes szárítás igen nagy költségekkel jár, ráadásul az illóanyagok a termikus szárítás során a szárító levegőbe kerülhetnek. Ezzel ellentétben önálló égetésnél, hulladékkal való együttegésnél, illetve építőanyagba történő beégetés esetén elegendő az iszapot mechanikai eljárásokkal vízteleníteni (20-45% szárazanyag-tartalom) illetve félig kiszáritani (45-60% szárazanyag-tartalom). További előnye a kizárólag mechanikai víztelenítésnek, hogy az iszapban található illóanyagok csak az égetőműben szabadulnak fel, az égetés során az illóanyagok elbomlanak, illetve az égetőmű füstgáztisztító berendezésével kerülnek eltávolításra.

Napenergiával történő rothasztott iszap szárítás - levegőszennyezése és levegőtisztítása.

A szennyvíziszapnak a szárítása nemcsak az égetés előkezeléseként, de mint a korábbiakban már láthattuk komposztálás előszáritásaként is szóba jöhet. Ha a szárítás nagyobb hőmérsékletű gázzal történik, gyorsabb lesz, s abból elsősorban az illékony szerves anyagok fognak gázfázisba jutni. Az ilyen gázt rendszerint az égetőtérbe nyomatják be és ott elégetik. A kisebb hőmérsékletű szolár-száritásnál a levegő elvileg csak az iszap szárítására kell, ugyanakkor oxigéntartalma az iszap anaerob és aerob átalakulásait is generálja (mint a komposztálásnál). Mivel a szárítás segédanyag nélkül történik, az átalakulásoknál felszabaduló ammónia a légtérbe kerül, s onnan a szárítógázzal együtt távozik. Emiatt a két hazai szoláris iszapszáritást alkalmazó üzem közül a nagyobbban elengedhetlenné vált az ammóniának és egyéb szaghatást okozó komponenseknek a szárító levegőből történő utólagos kimosása, eltávolítása. Az égetésnél ezzel szemben a füstgáz tisztítása elengedhetetlen az abban képződő erősen rákkeltő klórozódó dibenzo dioximoktól, dibenzo furánoktól. Az utóbbit nem ismertetjük részleteiben, mivel az bármilyen hulladékégetés során szükségszerű, viszont áttekintjük a soláris iszapszáritás gázának az ammónium és kénhidrogén mentesítését, melyet a nagy gáztömeg miatt nem biofilterrel, hanem savas mosással majd azt követő bioszűrővel lehet például megvalósítani. Ez alapvetően a gáz viszonylag kis szennyezőanyag koncentrációja miatt célszerű annál, míg a nagyobb koncentrációnál, mint a gyorskomposztálók lefűjt gáza, az vagy a takarórétegen történő vizes mosással és visszacsepegtetéssel, vagy zárt komposztál esetén a gáz kénsavas mosásával, esetleg az eleveniszapos medencébe történő befúvatásával (biológiai gáztisztítás) lehet biztosítani.

Az elővíztelenített iszap Napenergiával történő szárítása

Az iszap szárítása mind a komposztálásnál, mind az egyszerűbb, Napenergiával történő szárításnál a nedvességtartalom jelentős csökkentését célozza. A komposztálásnál a nedvességtartalmat mintegy 50 %-ra kell csökkenteni, míg a szárításnál ezt a mindenkori igény függvénye. A komposztálásnál a szárításhoz szükséges levegőmennyiség azért is kevesebb, mert annál a szárítógáz hőmérséklete valamivel magasabb, s telítettsége is nagyobb, mint a szoláris szárításnál, így adott térfogatú levegő több vizet vesz fel és visz magával az iszából. A komposztálásnál a levegővel történő iszapszárítás fajlagos levegőigénye mintegy 25 kg/kg iszap szárazanyag. Ez azt jelenti, hogy mintegy 20 m³/kg iszap szárazanyag levegőmennyiség kell a szárításhoz. Veszprémben a keletkező mintegy napi 2500-3000 kg szárazanyagnak megfelelő, közel négyszer ennyi nedves iszap szárításához 50-60 ezer köbméter/d levegőmennyiségre van szükség. A Napenergiával történő szárítás határfoka azonban gyengébb mint a komposztálásé, így ennél is sokkal nagyobb levegőmennyiség felhasználásával történik az iszapszárítás.

A veszprémi szoláris iszapszárítás (Radács et al., 2011)

A veszprémi szennyvíztelepen a szoláris iszapszárítás épületei 2003 őszére készültek el. 3 db, 12 x 85 m-es szárító csarnok került kiépítésre, melyek 6000 tonna/év 25 %-os iszap szárítását teszi lehetővé. Ez átlagosan napi 16,6 tonna víztelenített, rothasztott iszap szárítását jelentené. Hozzá tartozik még egy 900 m³ - es fedett tároló, mely a késztermék hosszabb rövidebb idejű tárolására szolgál. A tárolóban lehetőség van az elővíztelenített, rothasztott iszap előzetes tárolására is, ami azért meghatározó, mert télen az iszap szárítása sajnos nem lehetséges a kevés napsütés és hideg környezet következtében. A télen termelődő iszap így betárolás után nyáron kerülhet csak víztelenítésre.

Sajnos a szárítónak nincs padlófűtése, amely esetlegesen tovább növelhette volna az egységnyi felületére számítható szárítóteljesítményt, s ezzel a szárító kapacitását. A szárító azonban az utóbbi nélkül is megfelelő átlagos kapacitással rendelkezik, s az üzemeltetésnél az is kiderült, hogy nyáron a névleges teljesítmény többszörösét is tudja. Kiépítésére egyébként a szennyvíztelep korábbi komposztálóterén került sor. A **77. ábrán** felülnézetben a telep közepén, a **78. ábrán** előlnézetben, a hozzá közelebb eső levegőztető medence felől látható az. Az iszapszárító a víztelenített iszap mennyiségének csökkentésére, az iszap szárazanyag-tartalmának növelésére, valamint a humán patogén mikroorganizmus koncentráció csökkentésére szolgál. Fő technológiai elemei a betöltés, levegőztetés-szárítás, kitermelés. A szárítás hőenergia igényét a Nap fénye, illetőleg annak az energiája biztosítja, mellyel a fényáteresztő falazattal és tetővel épített csarnokban történik a szárítás. Az „üvegházban” az iszap és a levegő is felmelegszik. Az iszap mechanikus keverése és a ventilátorok levegőkeverése, illetőleg az időszakos, vagy szabályozott levegőcsere révén az iszap víztartalma folyamatosan csökken. Az iszap átkeverését úgynevezett toló-keverők végzik (**79. ábra**).



77. ábra A veszprémi napenergiával történő iszapszárító elhelyezkedése a szennyvíztelep közepén a rothasztó tornyok és az eleveniszapos medencék, utóülepítő között



78. ábra Veszprémi szennyvíztisztító 3 szoláris iszapszárító csarnoka előlnézetben a szárítógáz elszívásának és tisztításának kiépítése előtt



79. ábra Az iszapszárító sorok keverőszerkezete és felső ventilációjának (levegőkeverésének) kialakítása

A tolókeverő forgó és hosszanti mozgást végző henger, mely így nem csak a keverést, hanem egyben az iszapágy hosszanti mozgatását is biztosítja. Az iszap keverése megfelelő program beállítása után automatikusan történik. A berendezés az iszap minden pontját naponta meghatározott ciklusokban többször is átkeveri. A párologtatással történő víztelenítést a kívánt nedvességtartalomig folytatják, melyet követően szakaszos betöltés esetén a szárított iszap váltakozva eltávolításra kerül a csarnokokból. Folyamatos, vagy naponkénti betöltés esetén a szárító végéről ugyanolyan ütemben vehető el a szárított termék.

A szárítógáz elvétele a termékben levő gáztér nedvességtartalma alapján történik. Minél intenzívebben áramoltatják a belső ventilátorok az iszap felszínén a levegőt, annál nagyobb lesz a víztávolítás sebessége, fajlagos teljesítménye. A szolár szárító szabályozása, érdekében a következő paramétereket ellenőrizik:

iszap hőmérsékletét és a belső tér és a környezet levegőhőmérsékletét,
légtér nedvességtartalmát és a napsugárzás erősségét, valamint
szél irányát és sebességét,

melyek alapján egy mikroprocesszor vezérli a szárító üzemeltetését, szárítógáz elvételét. A szárítás végtermékeként egy 1-20 mm közötti granulátumot keletkezik. A szárítás a folyamat időtartalmától függően akár 90 % szárazanyag tartalom is elérhető.

A szolár szárítóban a végbemenő biológiai folyamatok révén ammónia, kénhidrogén és egyéb szagos vegyületek is keletkeznek. A szárítóból elszívott gázból ezért speciálisan kiépített tisztítólépcsőkben kell azokat visszatartani, eltávolítani. A telepen az erre alkalmas előmosóval ellátott ALIZAIR® típusú szagtalanító rendszert 2010 nyarán építették ki. Ekkortól a szoláris szárítóból távozó levegőt csakis a tisztítón keresztül bocsátja ki az üzem.

Az ammónia kénsavval történő kimosása (Radács et al., 2011)

A kénsavas előtisztító, ammónia eltávolító berendezés megfelelő töltettel ellátott oszlop, melyben a szennyezett levegő a tölteten alulról felfelé halad át. Az ammónia kimosása a gázból így ellenáramban történik a berendezés tetejére feladásra kerülő kénsavas víz segítségével. A mosóvízben ammónium–szulfátként keletkezik. A biológiai szagtalanító névleges kapacitása 44000 Nm³/h. Ebben a térfogatban benne van a szárítógázon túl az elpárologatott vízgőz és a fals gázok is. A gázelszívást 2 darab egyenként 22000 Nm³/h kapacitású ventilátor biztosítja. A gázelszívás kialakítását, s a szárítósorokkal szemben kiépített gáztisztító épületét mutatja a **80. ábra**.

A mosótornyok alatt kiépített lévő 2 m³ mosófolyadékot tartalmazó puffer-tartályból 20 m³/h kapacitású keringető szivattyú juttatja a mosóvizet a tornyok töltetének tetejére, ahonnan az lefele csurogva nyeli el az ammóniát. A nedvesített töltet felülete 1200 m². A kénsav folyamatos pótlására pH vezérelt adagolószivattyút alkalmaznak. A kénsav pótlása azért fontos, mivel ha túl kevés a szabad kénsav a mosóvízben, a kemiszorpció sebessége lecsökken. Az ammóniából ammónium-szulfát keletkezése lassan menne végbe, esetleg végbe sem megy. Induláskor ezért 1% kénsav tartalmú mosófolyadékkal indulnak.



80. ábra A szárítósorok megszívása, gázvezetése, s a gáztisztító épülete Veszprémben

A mosótornyok a **80. ábrán** látható épület bejárati ajtaja mögött (**81. ábra** bal oldali felvétel) helyezkednek el, míg attól jobbra a mögötte levő biofilter előtt vannak a biológiai gáztisztítás segédberendezései (**81. ábra** jobb oldali kép).



81. ábra A kénsavas mosótornyok a szárítógáz ammóniájának megkötésére, valamint a biológiai utótisztítás vegyszer előkészítő-, adagoló részlege

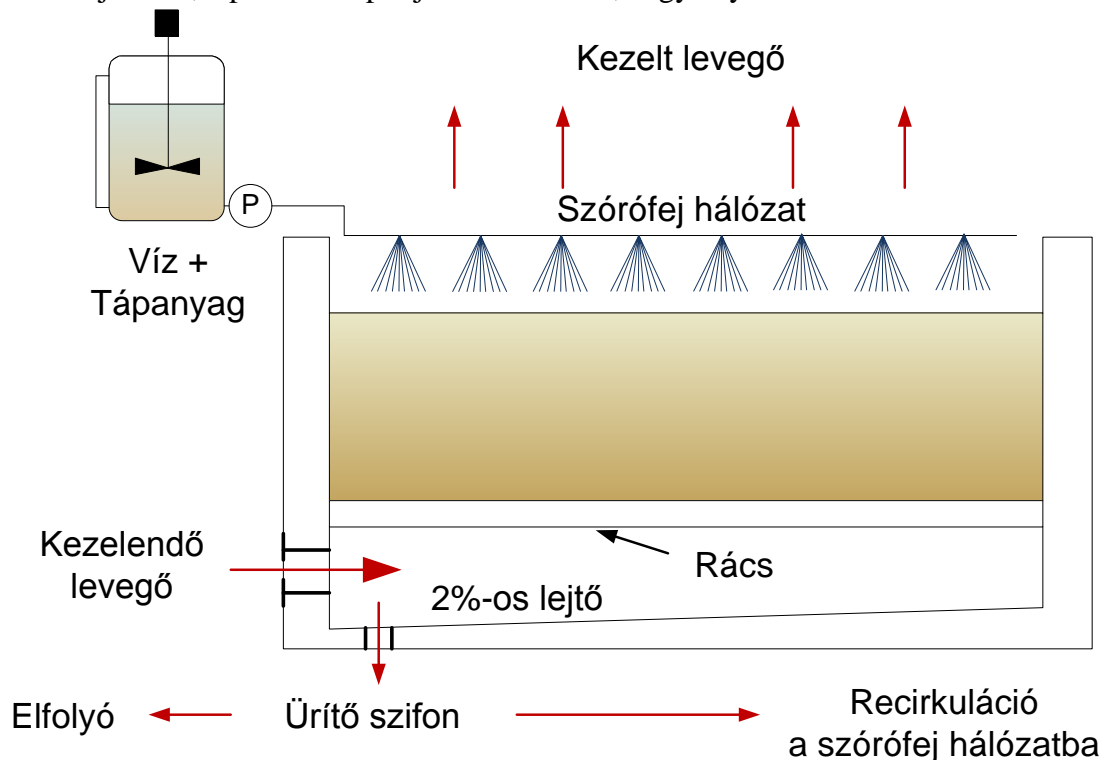
A mosóvíz cirkuláltatása folyamán annak az ammónium-szulfát tartalma folyamatosan nő. Mintegy 500 kg/m^3 az $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ oldhatósága, így hosszabb ideig (akár 2 hétig is használható) a kristályosodás beindulása nélkül. A mosófolyadékból jelenleg 50 l/h mennyiséget ($1,2 \text{ m}^3$) a keringető szivattyú nyomóvezetékének megcsapolásával vezetnek el az eleveniszapos tisztítás elejére, azaz vissza szennyvízbe. A elnyelt ammóniumból óránként keletkező mintegy $2,5 \text{ kg}$ $(\text{NH}_4)_2\text{SO}_4$ (60 kg/d) az egyensúly beálltával így közel 50 g/l koncentrációban távozik a toronyból. Természetesen van lehetőség töményebb vagy hígabb oldat elengedésére is. A mosótornyban lévő mosófolyadék koncentrációjával kapcsolatban a vezetőképesség mérő ad folyamatos tájékoztatást. A mosótornyban lévő folyadékmennyiség az elvett mosóvíz és a párolgási veszteség miatt folyamatosan csökken. A mosóvíz pótlására tisztított szennyvíz is alkalmas. A víz pótlása automatikusan mágneses szeleppel történik, melyet a mosófolyadék tartályba szerelt kapacitív szintérzékelők vezérelnek. A gáz mosása természetesen tiszta vízzel is történhetne, mint ahogyan a gyorskomposztálóról elszívott gáz ammónia-mentesítése is folyik, ekkor azonban gyengébb az ammónia eltávolítása. A győri tapasztalatok alapján átlagosan csak 80% -os. A mosótornyból az ammónia-mentesített levegő az oszlop tetején lévő cseppelválasztón keresztül kerül az ALIZAIR® típusú szagtalanítóra.

Ammónia nyomok, kénhidrogén és egyéb szerves szaganyagok eltávolítása

Az ALIZAIR® típusú szagtalanító, gáztisztító egy autotróf biológiai szagtalanítás ásványi anyagok, közetek töltetanyagként való felhasználásával. A maradék szerves szaganyagok (ammónium, kénhidrogén) autotróf baktériumok segítségével oxidálódnak bomlanak le a tölteten kialakuló biofilmben, míg a szerves komponenseket a szimultán elszaporodó heterotróf mikroorganizmusok távolítják el a szárítólevegőből ugyanott. Ez a technológia kis helyigénye miatt praktikus. Jó hatásfokkal működik a RHS (merkaptánok), kénhidrogén és az ammónia eltávolítására.

Az autotróf mikroorganizmusok szaporodásához, működéséhez, savtermeléséhez hidrogén-karbonát (szénforrás) szükséges. A keletkező savat közben semlegesíteni kell, különben a nitrifikálók igen gyorsan lemergeződnek, kipusztulnak. Ugyanez állhat elő akkor is, ha a biofilm kiszárad, vagy nem kap megfelelő foszfát-tápanyagot. A biofiltert tehát semlegesítő és foszfát tápoldattal is megfelelően el kell látni. Fontos az is, hogy az eltávolítandó anyagok a nedvesítő, locsolóvízbe beoldódjanak (töltetágy folyamatos nedvesen tartása). Ehhez a szűrőágyat folyamatosan, vagy rövid ciklusonként locsolni, permetezni kell (82. ábra). Üzemelése első heteiben az öntözővizet célszerű folyamatosan recirkuláltatni (folyamatos pH tartás,

segédanyag ellátás, lebomlási melléktermékek eltávolítása) a biofilm (biológiai hártya) gyorsabb kialakulása érdekében. Ha azonban a szennyezett levegő kénvegyületeinek koncentrációja kicsi, a permetvíz pH-ja nem változik, vagy enyhén csökkenhet is.



82. ábra ALIZAIR® típusú szagtalanító

A rendszer kétféle üzemi állapota a beoltási állapot, valamint a normál működési állapot. A beoltási fázis során a szűrőbe alulról felfelé áramló levegőt táplálnak, a permetezést időszakosan végzik. Ebben a fázisban történik KOH adagolás, ezzel biztosítják a biológiai kezelés értékével összhangban lévő kémhatást, ami maximum 7, minimum 6,5 pH lehet. A KOH adagolást a homogenizáló tartály pH mérése alapján szabályozzák. Kiegészítő tápanyagként foszforsavat adagolnak a homogenizáló tartályba. Ebben a fázisban a permetvizet recirkuláltatják, ellentétben a normál működési fázissal. A recirkuláltatás ebben az esetben fontos, az esetlegesen kimosott biomassza visszakerüljön a rendszerbe. A permetvizet a biofilterre vezetik vissza a homogenizáló tartályon keresztül. A beoltási fázisnak akkor van vége, ha a biofilter gázellenállás (nyomásesése) 3-4 napon keresztül nem változik. Ezután lehet elindítani a normál üzemi állapotot, melynek során a szűrőről lecsurgó nedvesítő folyadékot már nem recirkuláltatják, hanem kivezetik a rendszerből. KOH adagolást a locsolóvízbe ettől kezdve igény szerint kell beállítani.

Az ALIZAIR® technológia egyébként ásványi töltet alkalmaz, melynek neve BIODAGENE®, elősegítve ezzel a nagyobb hatékonyságot. Lehetséges más töltetek felhasználása is, ilyen például amely mésztartalmú tengeri algákból áll. A BIODAGENE töltet teljes vastagsága 1 méter. A hordozóanyag teszi lehetővé a tisztító baktériumok megtelepedését, biológiai hártyát alkotnak, valamint az eltávolítandó szerves szennyezők abszorbeálását vagy adszorbeálását. A töltetanyag és a tartólemez között 30 cm-es kavics, támasztó réteg található, mely a levegő eloszlását könnyíti meg.

A biofilter eltömődhet kémiai kicsapódás következtében. Ezt az esetet a megnövekedett nyomáseséssel fellépő vízhiány okozza. A szűrőágy felületén kénkicsapódás is létrejöhethet, illetőleg vízkő is keletkezhet. Ezen típusú eltömődések akkor következhetnek be, ha a

kénhidrogén tartalom nagyon magas vagy pedig a permetvíz nem elég lágy. Az utóbbi miatt szükséges a vízlágyító adagolása.

Az üzemeltetés tapasztalatai

Az ammóniás szárítógáz kénsavas előmosása igényli szükségszerűen a legtöbb vegyszert. A többi vegyszerigény ehhez képest elhanyagolható, mivel a kénhidrogén koncentrációja az ammóniához képest kevés. Az ammónia döntő része az előmosásnál kémiai úton kerül eltávolításra (**31. táblázat**).

31. táblázat Az üzemeltetés során mért vegyszerigény a gáztisztításnál

Megnevezés	Valós érték
H ₂ SO ₄	1,94 l/h
KOH	0,43 kg/h
H ₃ PO ₄	0,27 kg/h

Az ALIZAIR® hatékonyan működik a kénhidrogén, ammónia, merkaptánok, aminok leválasztásánál, azonban előfordulhat, hogy a szagtalanító rendszerből kijövő levegőnek ezután is kellemetlen szaga van. Ennek az a lehetséges oka, hogy a szennyvíztisztító telepre olyan illékony anyagokban dús szennyvíz érkezik, melyeket ez a kezelés nem közömbösít. A másik oka a nem megfelelő szagtalanításnak a biofilter kiszáradása, valamint a tápanyag hiánya miatt. Ha nem megfelelő a permetezés mennyisége a maga a kiszáradás is lecsökkenti a biofilter teljesítményét. Normális esetben a biofilteről kijövő levegőnek nedves földre emlékeztető szaga van. Eddig azonban nem okozott gondot a biofilter kiszáradása, vagy eltömődése. Sem a kémiai eltömődés, sem a bakteriális (iszap) által okozott eltömődés. A permetvíz kellően lágy, s a biofilter kénhidrogén és szerves anyag terhelése is mérsékelt.

A tisztítás hatékonyságának ellenőrzése végett a próbaüzem során a kénhidrogén, ammónia, aminok, merkaptánok, összes Kjeldahl- nitrogén koncentrációinak pontosítására került sor. A minta vételezését három különböző forráshelyen történt Az iszapvíztelenítő gépházban, a víztelenített iszap tárolóban és a szolár szárítóban. A koncentrációk hosszabb időszak átlagadatait mutatják. Jól látható azokból (**32. táblázat**), hogy a az RSH kivételével a messze legnagyobb értékek a szoláris szárító légtérben voltak mérhetőek. Emellett ez a szennyező forrás jelentette térfogatáramában is a legnagyobb gázszennyezést.

Mivel a kénhidrogén, merkaptánok, valamint az aminok elhanyagolható koncentrációban voltak az egyes forráshelyeken a levegőben, a tisztítás leginkább az ammónia eltávolítását jelentette azokból, illetőleg közülük is gyakorlatilag csak a szárító gázából. A gáz előtisztítás tisztítás legfőbb célja persze az volt, hogy a biofilterbe jutó szennyezett levegő ammónia tartalmát annak a terheléscsökkentése érdekében a minimálisra csökkentse. Mint a **32. táblázat** adataiból látható, ez a savas mosással 95 %-os átlagos hatásfokkal történik.

32. táblázat Az egyes mérési helyek gázkoncentráció mérési eredményei

Mérés helye	H ₂ S [mg/m ³]	NH ₃ [mg/m ³]	TKN [mg/m ³]	RSH [mg/m ³]
Iszapvíztelenítő gépház	-	0,05	0,14	93
Víztelenített iszap tároló	-	0,02	0,01	40
Szolár szárító	0,074	28,7	43,3	46

33. táblázat Gázmosó és az ALIZAIR® szagtalanító mérési eredményei

Mintavételi hely	Vegyszeres szagtalanító előtt	Vegyszeres szagtalanító után	Biológiai szagtalanító után
Szennyezőanyag	Koncentráció (mg/m ³)	Koncentráció (mg/m ³)	Koncentráció (mg/m ³)
Kénhidrogén	<0,01	<0,01	<0,01
Merkaptánok	<0,20	<0,09	<0,05
Aminok	<0,10	<0,05	<0,03
Ammónia	17,32	0,47	0,22

A veszprémi szennyvíztisztító telep nitrogénterhelése az anyagmérlegéből számíthatóan 1152 kg TKN/d. Ennek mintegy 10-15 %-a a rothasztó iszapvizével folyamatos recirkulációban van a tisztító belépőpontjára a tisztításnál. Ezzel szemben a szárítóba kerülő víztelenített iszapba (3000 kg iszap szárazanyag, átlagosan 3,5 % TKN tartalommal) mintegy 105 kg redukált nitrogén kerül. Ez a telep nitrogénterhelésének valamivel kevesebb, mint 10 %-a.

A szoláris iszapszárítóba belépő szennyezett, valamint kilépő tisztított levegő ammónium mennyiségéből ugyanakkor a korábban emittált, s a gáztisztítás után a levegőből visszatartott ammóniumhányad számolható. Az emisszió, illetőleg gáztisztítás ellenőrzése az elmúlt év szeptemberében történt három egymást követő hét ugyanazon napján (2010. szeptember 7, 14, 21.).

34. táblázat A tisztításnál mért ammónia koncentrációk, illetőleg koncentrációcsökkenés

Dátum	Belépő szennyezett levegő (mg/m ³)	Kilépő tisztított levegő (mg/m ³)	Eltávolított ammónia mennyisége (mg/m ³)
2010.09.07	17,32	0,22	17,1
2010.09.14	14,49	0,18	14,31
2010.09.21	5,44	0,30	5,14

A három mérési eredmény átlagával számolva (12,42 mg/m³) 44 ezer m³/h gáz mosáskor naponta 13,11 kg/d ammóniaterhelés érkezik a mosóra. Mivel a kilépő tisztított levegő ammónium tartalmának átlagértéke 0,23 mg/m³, a 44.0000 m³/h tisztított levegőben már csak 0,24 kg/d ammónium marad. A szagtalanító által eltávolított ammónia mennyisége 12,87 kg/d. Ez a tisztító napi nitrogénterhelésének az 1,1-1,2 %-a.

A vizsgálatok alapján megállapítható, hogy az iszapszárítóból gáztisztítás nélkül az abba bevitt mintegy átlagosan 105 kg TKN/d redukált nitrogén mennyiségéből 13,11 kg, tehát több mint az iszap nitrogéntartalmának a 12 %-a került korábban tisztítás nélkül ammónia-szennyezésként a környezetbe. A gáztisztítás ebből 12,87 kg-ot, tehát az ammónium 98 %-át eltávolítja, ami egyébként közelítőleg a tisztító nitrogénterhelésének az egy százaléka. Ez ugyanakkor a lakosságot korábban érintő időszakos szaghatást is megszüntette.

Az égetés műszaki megvalósítása

Önálló égetés: Szennyvíziszap önálló égetésére főként etázs-kemencéket, fluidágyas-kemencéket, ritkábban salakolvasztó-kemencéket használnak. Az etázs-kemencék rendszerint 8 m átmérőjű, 14 m magas, 14 szintet tartalmazó „oszlopok”, melyekbe a szennyvíziszap betáplálása felül történik. Az égetés során az iszapot az oszlop központi tengelyéhez rögzített, forgó kaparók juttatják az alsóbb szintekre. A legfelső szinteken, közvetlenül a betáplálás után a szárítási zóna található, itt zajlik az iszapban maradt víztartalom elpárologtatása a felfelé áramló, 800-850°C hőmérsékletű füstgázokkal. Ez alatt található a pirolitikus zóna, ahol a forró, oxigénben szegény füstgáz a már száraz iszap termikus bomlását idézi elő. A középső szinteken a levegőbetáplálásnál az égetés folyamata zajlik, ebben a zónában a legmagasabb a hőmérséklet. Az égetési zóna alatt a hamuhűtési zóna található (Barótfi, 2000). Az etázs-kemencék előnye a jó belső energiaháztartás, hiszen az égetési zónából származó forró füstgázok közvetlenül érintkeznek az iszappal a szárítási zónában (Werther és Ogada, 1997). Ugyanakkor nagy hátrányt jelent a viszonylag nagy fajlagos tüzelőanyag-igény [1]. Ezen kívül rendkívül nagy figyelmet kell fordítani az egyes zónák pozíciójának a megfelelő tartására. Ha ugyanis az égetés eltolódik a felsőbb zónákba, melyeken normál esetben a pirolízis, illetve a szárítás folyamata zajlik, akkor az illékony vegyületek nem lesznek elég hosszú ideig kitéve a bomlásukhoz alkalmas hőmérsékletnek. Másrészt, ha az alsóbb zónákban ég az iszap, akkor a kemence alján elvett hamu nem elég kis hőmérsékletű a további kezeléshez. A zónák beállítását a forgó kaparók sebességének változtatásával lehet szabályozni (Vesilind és Ramsey, 1996). A szárítási zónában kipárolgó illékony vegyületeket recirkuláltatni kell az égetési zónába. Az etázs-kemencében égethető iszapmennyiséget tehát az égéstechnikai tényezők (nedvességtartalom, légfeszültség, hőmérséklet) figyelembevételével az egyes zónák pontos szinten tartása mellett lehet meghatározni.

Az etázs-kemencékkel ellentétben a fluidágyas kemencékben nagyméretű központi égetőtér található, mely átlagosan 7 m-es átmérővel és 11 m-es magassággal jellemezhető. Az iszapot 24-28% szárazanyag tartalmúra célszerű elősűríteni a betápláláshoz. Ez nagy nyomást biztosító dugattyús szivattyú táplálja be azt az égetőtérbe. Segéd tüzelőanyagként általában ipari olajat használnak a homokágy 750°C-on, valamint a felsőbb légtér 850°C-on tartásához (Saenger és Werther, 1999).

A fluidágyas kemencék szennyvíziszap-égetésben való használatuknak az elterjedését számos előnyös tulajdonságuknak köszönhetik (Khiari et al, 2006). A fluidágy belső turbulens mozgásainak köszönhetően a hőátadás rendkívül intenzív, szinte tökéletes égetés valósítható meg, viszonylag kis hőmérséklet és légfeszültség mellett (25-50%). A nagyobb iszaprögök hosszú tartózkodási ideje elég ahhoz, hogy megfelelően kiégjenek. A kamra felső részének fala, mely gyakorlatilag utóégetőként működik, a legstabilabb szerves vegyületek, és pirolízis-termékek termikus bontásában játszik kulcsszerepet. Ezen felül a nagy mennyiségű inert fluidágy-anyag (homok) megakadályozza a hirtelen hőmérsékletváltozásokat, kiegyensúlyozza a kamra hőmérsékletét. A fentiekén túl további előnyt jelent, hogy a fluidágy viszonylag kis mennyiségű tüzelőanyagot és szerves szenet tartalmaz, ami lehetővé teszi az égetési folyamat gyors beindítását és leállítását. Az ágy lassú hűlési tényezője (5°C/óra) lehetővé teszi a szakaszos működést is. A fluidágyas kemencék üzemeltetési költségének nagy részét a hőálló burkolat javítása, cseréje teszi ki, mivel az állandó magas hőmérséklet miatt a burkolat igen kemény körülményeknek van kitéve (Werther és Ogada, 1997).

Együttégetés széntüzelésű erőműben

Az önálló égetéssel szemben az együttégetésnél nincs szükség új technológia kiépítésére, a kemence, a működtető személyzet adott. A szennyvíziszap az üzem kapacitásának csak kis részét köti le, ezért nem befolyásolja számottevően annak működését. További előnye, hogy egy modern erőmű már fel van szerelve olyan füstgáztisztító berendezésekkel, melyek a szennyvíziszap égetésekor képződő szennyeződések is eredményesen semlegesítik (Nadziakiewicz és Kozio, 2003). Széntüzelésű erőműben való égetés esetén elengedhetetlen az iszap előszárítása, porszéntüzelésű erőmű esetében a teljes szárítás, a porrá örölhetőség érdekében. Amennyiben az iszapot nem közvetlenül az égetés helyén szárítják, az odaszállítás igen nagy figyelmet igényel, mert a teljesen száraz anyag hajlamos az öngyulladásra, a porított iszap pedig a levegővel robbanó elegyet képez.

Porított szénrel táplált erőműben való együttégetés esetén az iszapot a szénhez hasonlóan kell megőrölni, ez azt jelenti, hogy a részecskék legalább 90%-ának átmérője 75 µm alá kell, hogy essen. Az iszapot rendszerint a beadagolás előtt keverik össze a szénrel. Az égetés igen magas hőmérsékleten zajlik, a hamu rendszerint olvadt állapotban kerül eltávolításra. Bitumenes szenet égető erőműben csak olyan szennyvíziszap égethető, melynek víztartalma legalább 10%, barnaszén tüzelésű erőmű esetében ez az arány 40-50%. Ennek oka, hogy ezeket a kemencéket viszonylag nagy víztartalmú tüzelőanyag égetésére alakították ki [13].

Együttégetés kommunális szilárd hulladékkal

A hulladékkal való együttégetést kivitelezése főként rostélyos kemencében, etázs-kemencében valamint fluidizációs kemencében lehetséges. A rostélyos kemencében való együttégetés a legelterjedtebb módszer a hulladék és szennyvíziszap együttégetésére. Az égés során felszabaduló magas hőmérsékletű füstgáz és gőz elegendő energiával rendelkezik a beadagolt szennyvíziszap 55-65% szárazanyag tartalomra történő előszárításához. Ennél a töménységnél a szennyvíziszap fűtőértéke jóval nagyobb, ráadásul lehetővé válik az autotermikus égetés. Japánban, a *Sapporo*-i égetőüzemben például fahulladékot égetnek 800-900°C-os hőmérsékleten, a képződő hővel 300°C-os, 1,9 MPa nyomású túlhevített gőzt termelnek, amivel a betáplálendő iszapot 60% szárazanyag tartalomra szárítják (van den Broek et al, 1996).

Etázs-kemencében és fluidágyas kemencében való égetés esetén, a beadagolás előtt általában szükségeszerű a hulladék sajtólása és kisebb részekké való darabolása, majd a nedves iszappal való keverése. Modern együttégető-művekben a folyamat gazdaságosságának növelése érdekében rostélyos kemencét és etázs-kemencét egyaránt kialakítanak. A rostélyos kemencében a hulladék, az etázs-kemencében a szennyvíziszap égetése zajlik, a rostélyos kemence füstgázait viszont közvetlenül elvezetik az etázs-kemence középső, égetési zónájába, így a hulladékból felszabaduló hő közvetlenül az iszap szárítására, előmelegítésére hasznosítják. Ez a fajta kapcsolat energetikai szempontból igen kedvező.

Alternatív hasznosítási eljárások és kivitelezésük

Mint minden hulladékra, így a szennyvíziszapra is igaz, hogy a lehető leggazdaságosabb ártalmatlanítási módja az újrahasznosítás. A deponálással ellentétben nem kell az elhelyezésről gondoskodni, ráadásul az anyagában vagy energiataralmában hasznosított hulladék, jelen esetben a szennyvíziszap jó helyettesítő anyag lehet egyes eljárások során. Ilyenek az építőanyag-gyártás, ahol tulajdonképpen együttégetési-beégetési eljárás zajlik, valamint az égetés nélküli termikus eljárások, melyek a legkevesebb ártalmatlanítandó maradékot termelik.

Hasznosítás égetett építőipari másodnyersanyagként

A szennyvíziszap nagy szervesanyag-tartalma és hasonló fűtőértéke lehetővé teszi, hogy égetett építőipari termékekben (tégla, cement) egyszerre, mint energiaforrás és alternatív nyersanyag, felhasználható legyen. Ráadásul az építőiparban is már régóta fáradoznak azon, hogy az égetett építőanyag előállítása során hogyan lehetne csökkenteni a nagy energiaigényből adódó tüzelőanyag-felhasználást. A téglagyártás során a nyersanyagba gyakran kevertek szerves vegyületeket nagy arányban tartalmazó anyagokat, mint például fűrészpor, szénpor vagy hulladék olajok. Ezeket helyettesíteni lehet, megfelelően előkezel szennyvíziszappal. Az égetőben, a kritikus hőmérsékletet elérve a szerves anyag meggyullad, elég és abból energia szabadul fel (Hunsicker et al. 1996).

Az általános, fal belsejébe szánt téglalapanyagához 30%-ban, míg a falfelületre szánt téglák (vakolatlan téglák) anyagához 5-8%-ban keverik az iszapot (Slim és Wakefield, 1991). A keveréket ezután őrlik, homogenizálják, és az extrudált téglamasszát méretre vágják. Ezután kerül be az alagútkemencébe, ahol az első szakaszban még a szárítás zajlik, majd a 150°C elérése után az iszap szerves anyaga égni kezd. Ennek következtében a téglahőmérséklete igen hamar 800°C-ra növekszik. Azon a ponton, ahol az összes szerves anyag kiég az iszából, külső tüzelőanyagot adagolnak a rendszerhez, 960°C-ra növelve a hőmérsékletet. Az agyag-szennyvíziszap keverékből előállított téglák kiváló minőségűek, színre és szerkezetre egyformák, repedezésektől mentesek. Megjelenésükben és szagukban a hagyományos agyagtéglákkal teljesen megegyeznek. A technológia amellet, hogy jelentős mennyiségű szennyvíziszap környezetbarát ártalmatlanítását teszi lehetővé, a hagyományos kiégetési eljárásokkal szemben tüzelőanyag megtakarítást is jelent.

A cementipari eljárások során is fel lehet használni a szennyvíziszapot. A cementgyártás során a nyersanyagot (mészke, agyag) az előkészítés során úgy őrlik, hogy a részecskék legalább 90%-ának az átmérője 90 µm alá essen. A füstgázzal kiszárított és ciklonban 800-850°C-ra előmelegített nyersanyagot forgó csökemencében, 1800-2000°C-on kiégetik. A cementet ezután friss levegővel ellenáramban 850°C-osra hűtik. A folyamat során két fűtési szakasz különíthető el: főfűtés és szekunder fűtés. Előbbi a forgó dobkemence magas hőmérsékletét hivatott fenntartani, míg utóbbi a levegő előmelegítésében játszik szerepet. A megfelelően előszárított és őrölt iszap mindkét szakaszban égethető, bár, mérési eredmények azt mutatják, hogy a szekunder szakaszban jelentős mennyiségű CO kibocsátással és tökéletlen égéssel kell számolni. A cementipari felhasználásnál alapvető szabály, hogy az iszapbekeverés miatt a cement minősége nem romolhat, ennek érdekében a bekevert iszap szárazanyag mennyisége nem haladhatja meg az előállított cement mennyiségének 5%-át. A szennyezőanyag-kibocsátás tekintetében a nyersanyagban lévő finom mészke-részecskék hatékonyan semlegesítik az iszap égése során fejlődő savas gázokat. A felszabaduló nehézfémek adszorbeálódnak a részecskéken és a porleválasztó után visszakerülnek az égetőtérbe. Az iszap vonatkozásában a folyamatnak egyetlen kritikus tényezője van: a ciklon előmelegítő-rendszer igen komoly terhelést kap, ha a szennyvíziszap Cl tartalma magasabb, mint 0,2-0,5%. Ennek érdekében, ha az iszapot cementgyári hasznosításra szánják, mész bekeverésével ajánlott stabilizálni. Ráadásul a mésszel stabilizált iszap (0,3-0,5 kg CaO/ kg iszap szárazanyag) bekeverésével nyers cement összetételében sokkal inkább hasonlít a hagyományos eljárással készült cementhez, mint a más módon stabilizált iszap bekeverésével készített (Monzo et al. 2003).

Általános szabály az ipari termékekbe történő beégetésnél, hogy olyan vegyületek, mely a termék színét megváltoztatják, ne legyenek az égetendő iszapban. Ilyen például a vas, a belőle

keletkező vas-oxid vörösbarna színárnyalatot okoz. Ezen kívül az iszap nem tartalmazhat klórozott vegyületeket, mert a belőlük felszabaduló klór a lehűlő 350-400°C-os füstgázban keletkező poliaromás szénhidrogénekkal egyesülve igen mérgező vegyületek (PCDD, PCDF) képződését eredményezheti.

Egyéb termikus hasznosítási eljárások

A szennyvíziszap nagy hamutartalma miatt viszonylag sok égetési maradék keletkezik abból, melynek elhelyezési költsége, a hasonlóan jelentős füstgáztisztítási költségekkel együtt az ártalmatlanítási technológia egyik legköltségesebb része. A füstgázok megtisztítása az egyre szigorodó kibocsátási határértékek miatt egyre nagyobb beruházási költséget is igényel. Az égetést kiváltó alternatív eljárások kidolgozásának fő mozgatórugója éppen ezért az iszap nagy mennyiségű füstgáz-, és hamuképződés nélküli ártalmatlanításának, illetve hasznosításának lehetősége. A leggazdaságosabb eljárás természetesen a hasznosítás, hiszen amellet, hogy nem kell fizetni a hulladék elhelyezéséért, a keletkező anyag eladható, piaci értékkel rendelkezik. Az alternatív eljárástípusok közül a legjelentősebbek a pirolízis, az elgázosítás, valamint a nedves oxidáció.

A **pirolízis** szerves anyagok oxigénmentes közegben, 300-900°C-os hőmérsékleten végzett bontása. A magas hőmérséklet hatására az iszap szerves anyagai komplex kémiai reakciók során egyszerűbb, gáz, folyadék-illetve szilárd frakcióba tömörülő vegyületekké alakulnak. A képződő gáz, úgynevezett pirolízisgáz, CH₄, H₂ és kátrány keveréke, tüzelőanyagként hasznosítható (Thipkhunthod et al. 2006). Nagyobb érdeklődés övezi a pirolízissel nyerhető olajat, melynek egy lehetséges előállítási módja az OFS-módszer (Oil From Sludge). Ennél lényegében egy kétféle lépésű folyamatról van szó, melynek során az előszárított szennyvíziszapot oxigénmentes közegben atmoszférikusnál magasabb nyomáson hevítik, ennek következtében a szervesanyag-tartalom gőzfázisba kerül. Az iszapban található Si és Cu által katalizált reakciók következtében a gőz halmazállapotú szerves anyagok szénhidrogénekké alakulnak (Dominguez et al. 2006). Az így kapott olajszerű massa nagy viszkozitású, jelentős fűtőértékű (29-38 MJ/kg). Összetételét tekintve a C:H:O:N:S arány rendre 76:11:6,5:4:0,5%. Szerves anyag összetétele tekintetében nehéz, finomítatlan olajnak felel meg (Campbell, 1990).

Az **elgázosítás** termokémiai szempontból a pirolízishez hasonló, de oxigén jelenlétében végbemenő hasznosítási folyamat. Általában szilárd hulladékkal keverve, úgynevezett együttgázosítást végeznek. Például a SVZ folyamat (*Sekundärrohstoff Verwertungszentrum, Berlin, Németország*) során, az előszárított iszapot szilárd kommunális hulladékkal keverik, őrlik, briketté vagy pasztillává sajtolják. Ilyen formában kerül az elgázosító reaktorba, ahol 1300°C-on oxigénnel és vízgőzzel kerül érintkezésbe. A képződő gáz (szintézisgáz) CO, H₂, CH₄, CO₂, könnyűolajok és kátrány keveréke. A gázáramból a könnyűolajokat és a kátrányt eltávolítják, majd egyéb folyékony hulladékkal 1600-2000°C-on ismételt elgázosításra kerülnek. A szintézisgázokat rendszerint metanol előállítására vagy energiatermelésre hasznosítják (Sekundärrohstoff Verwertungszentrum, 2005).

A szennyvíziszap **nedves oxidációja** vizes fázisban, 150-330 °C-on, 1-22 MPa nyomáson, tiszta oxigén vagy levegő felhasználásával történik. A magas nyomás a víz forrásának megakadályozására szükséges. A folyamat során az iszap szervesanyag-tartalma szén-dioxidá, vízzé és nitrogénné alakul. A vizes közeg miatt nem kell számolni vízgőz, por és savas gázok fejlődésével. Elméletben két fajta kivitelezés létezik: 374°C-os hőmérséklet és 10 MPa nyomás alatti esetben szub-kritikus, míg 374°C és 21,8 MPa felett szupe-kritikus nedves oxidációról beszélhetünk. Utóbbi esetben a drasztikus körülmények miatt földbe süllyesztett reaktorokat alkalmaznak, melyek mélysége nem ritkán az 1500 m-t is elérheti (Fytli és Zabaniotou, 2006).

Az égetés melléktermékeinek ártalmatlanítása

A szennyvíziszap önálló-, és együttégetése során viszonylag nagy térfogatú, mérgező vegyületekkel (nehézfémek, dioxinok és furánok, kén-dioxid, nitrogén-oxidok stb.) és szilárd részecskékkel (hamuval) erősen szennyezett füstgáz keletkezik. A kibocsátási határértékek betartása sokszor komoly problémát okoz az égetőüzemeknek. A szennyezőanyagok többségét „csővégi” technológiával távolítják el, viszont néhány esetben szerencsésebb és gazdaságosabb a keletkezés megelőzésének megvalósítása. A legnagyobb problémát a füst igen nagy hamutartalma jelenti, mely elérheti a 60 g/m³-es értéket is. Ennek csökkentésére rendszerint elektrosztatikus porleválasztót alkalmaznak, mely a vizes mosással ellentétben 100°C feletti hőmérséklet-tartományban is használható (a bevitt tisztítandó füst körülbelül 400-450°C-os). További előnye, hogy nem termel szennyvizet, a por közvetlenül zsákokban felfogható. Az elektrosztatikus porleválasztó elektródjainak kopás-megelőzésére a füstgázt gyakran ciklonnal előtisztítják, ahol a nagyobb, durva porrészecskék eltávolításra kerülnek.

A szennyvíziszap nehézfém-tartalma jelentős lehet, különösen ipari szennyvizek tisztításánál (ólom: 200-400 ppm, higany: 2-20 ppm, cink: 600-800 ppm, króm: 60-230 ppm) (Werther és Ogada, 1997). A nehézfémek az égetőtér után a hamuban adszorbeálódnak, így a füstgázból a hamuval eltávolíthatók. Kivételt képez a higany, melynek 98%-a a füstgázban marad. Ionos vegyületei viszonylag olcsón, hideg vizes mosással eltávolíthatók. Nem vízoldható, illékony vegyületeinek eltávolítására aktív-szenes adszorpciót alkalmaznak. Az eltávolítási hatékonyság függ az aktív szén típusától: 138 °C-on a FluePac 0,89 mg higany/g aktív szén, míg a Thief-1 aktív-szén 2,19 mg/g megkötő-kapacitással rendelkezik. Az aktív-szén ára a fajlagos szennyezőanyag megkötő-kapacitásának és egyéb minőségi paramétereinek függvényében 120-650 Ft/kg között változik (Granite et al, 2006).

Az iszap kénvegyületei égetés során többnyire oxidált formában (SO₂) a füstgázba kerülnek. A kén füstgázból való eltávolítása beruházás és üzemeltetés szempontjából egyaránt költséges folyamat, annak ellenére, hogy némely technológia a kén-dioxidból katalitikus oxidációval vegytiszta minőségű, értékesíthető kénsavat termel (például az SNOX-folyamat). Sokkal egyszerűbb a kén hamuban tartása, melyet mészkő (CaCO₃) előzetes bekeverésével lehet elérni. A mészkő az égetőtérben termikusan kalcium-oxidra és szén-dioxidra bomlik, a képződő kalcium-oxid megkötö a kén-dioxidot, miközben még egy oxigén is beépül a molekulába, kalcium-szulfátot (gipsz) eredményezve. Természetesen a SO₂ a füstgázból is eltávolítható kalcium-hidroxidos mosással, de a keletkező gipsztartalmú víz kezeléséről gondoskodni kell (Manovic et al. 2002).

A hamu (a füstgázból kinyert hamu és a fenékhamu) elhelyezésének, elhelyezhetőségének legfőbb tényezője a nehézfém-tartalom és a hamu szerkezete. Már a kis nehézfém-tartalommal rendelkező hamu is veszélyes hulladéknak minősülhet, ha abból a nehézfémek a laza szerkezet miatt könnyen kioldhatók. Ugyanakkor, ha a nagy nehézfém-tartalmat sikerül egy kötött, üvegszerű szerkezetben fixálni, akkor a hamu nem csupán inert hulladékként kerülhet lerakásra, de építőanyagként is felhasználható, például megfelelő alapba ágyazva. A laza szerkezetű hamu képződésének megelőzését hivatott megoldani a salakolvasztós technológia. A gyakorlatban nem igazán elterjedt technológia során a hamu olvadáspontja feletti hőmérsékleten zajlik az égetés, így szilárd hamu helyett egy sűrűn folyó massa képződik, melynek lehűlése, megszilárdulása után a kialakuló üvegszerű szerkezet fixálja a nehézfémeket. Ráadásul az így kapott szilárd anyag sűrűsége a hamu sűrűségénél két-háromszor nagyobb, ebből következően igen jelentős térfogatcsökkenésre számíthatunk (Yi-chin és Kung-Cheh, 2003).

A szennyvíziszap nyilvánvalóan leggazdaságosabb hasznosítási módja az újrafelhasználás (beégetés építőipari termékekbe), melynek során mind az iszap anyaga, mind energiátartalma hasznosul. Amennyiben ez nem valósítható meg, célszerű az iszap szervesanyag-tartalmának átalakítása éghető gázokká (pirolízis, elgázosítás, nedves oxidáció). Az előző két módszerrel ellentétben az égetés (önálló-illetve együttégetés) jelentős mennyiségű és nem hasznosítható szennyezőanyag (hamu, mérgező gázok) képződésével jár. A gázok eltávolítása gyakran igen költséges, a hamu elhelyezése pedig, mivel gyakran csak a veszélyeshulladék-lerakók fogadják be, igen bonyolult. A meglévő technológiai ismereteket tehát fel kell használni az újrahasonosító technológiák tökéletesítésére, melyek kiépítése ugyan jelentős költségekkel jár, de az egyre szigorodó kibocsátási határértékeket figyelembe véve a jövőben ez a költség többszörösen meg fog térülni.

Hivatkozások

- Amberg, H. R. (1984), Sludge dewatering and disposal in the pulp and paper industry, *Journal WPCF*, 56 (8) 962-969.
- Barótfi, I. (2000), *Környezettechnika*, Mezőgazda Kiadó
- Campbell, H. W. (1990), Converting sludge to fuel – a status report, Environment Canada, Elérhető: <http://www.p2pays.org/ref/19/18582.pdf>
- Dominguez, A., Menendez, J. A., Pis, J.J. (2006), Hydrogen rich fuel gas production from the pyrolysis of wet sewage sludge at high temperature, *Journal of Analytical and Applied Pyrolysis*
- Endo, H., Nagayoshi, Y., Suzuki, K. (1997), Production of glass ceramics from sewage sludge, *Water Science and Technology*, 36 (11) 235-241.
- Fytily, D., Zabaniotou, A. (2006), Utilization of sewage sludge in EU application of old and new methods - A review, *Renewable and Sustainable Energy Reviews*
- Granite, E. J., Freeman, M. C., Hargis, R. A., O'Dowd, W. J., Pennline, H. J. (2006), The Thief Process for Mercury Removal from Flue Gas, Elérhető: <http://www.netl.doe.gov/technologies/coalpower/ewr/pubs/EvanJGraniteThiefProcessClearwater.pdf>
- Khiari, B., Marias, F., Zagrouba, F., Vaxelaire, J. (2006), Use of a transient model to simulate fluidized bed incineration of sewage sludge, *Journal of Hazardous Materials*, 135 (1-3) 200-209.
- Lue-Hing, C., Matthews, P., Namer, J., Okuno, N., Spinosa, L. (1996), Sludge management in highly urbanized areas, *Water Science and Technology*, 34 (3-4) 517-524.
- Manovic, V., Grubor, B., Ilic, M. (2002), Sulphur self-retention in ash – a grain model approach, *Thermal Science*, 6 (2) 29-46.
- McGhee, T. J. (1991), *Water supply and sewerage*, New York, McGraw Hill
- Monzo, J., Paya, J., Borrcherro, M. V., Girbes, I. (2003), Reuse of sewage sludge ashes (SSA) in cement mixtures: the effect of SSA on the workability of cement mortars, *Waste Management*, 23 (4) 373-381.
- Nadziakiewicz, J., Kozio, M. (2003), Co-combustion of sewage sludge with coal, *Applied Energy*, 75 (3-4) 239-248.
- Radács, A., Volf, B., Gulyás, G., Kárpáti, Á. (2011) Napenergiával történő rothasztott iszap szárítás levegőszennyezése és levegőtisztítása. Technológiai és üzemeltetési optimalizáció – II. Ismertgyűjtemény 19. füzet Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet, 60-69.
- Saenger, M., Werther, J. (1999), Mercury emissions from German fluidized bedsludge incinerators – a status report, *Proceedings of 15th International Conference on FBC*, Savannah, Georgia, USA

- Sekundärrohstoff Verwertungszentrum (2005), Full scale industrial recovery trials of shredder residue in a high slagging-bed-gasifier in Germany, http://www.tecpol.de/downloads/SVZ_TECPOL_REPORT_E.pdf
- Slim, J. A., Wakefield, R. W. (1991), The utilisation of sewage sludge in the manufacture of clay bricks, *Water SA*, 17 (3) 197-201.
- Thipkhunthod, P., Meeyoo, V., Ransunvigit, P., Kitiyanan, B., Siemanond, K., Rirksomboon, T. (2005), Predicting the heating value of sewage sludges in Thailand from proximate and ultimate analyses, *Fuel*, 84 (7-8) 849-857.
- Thipkhunthod, P., Meeyoo, V., Ransunvigit, P., Kitiyanan, B., Siemanond, K., Rirksomboon, T. (2006), Pyrolytic characteristic of sewage sludge, *Chemosphere*, Vol. 64 (6) 955-962.
- van den Broek, R., Faaij, A., van Wijk, A. (1996), Biomass combustion for power generation, *Biomass and Bioenergy*, 11 (4) 271-281.
- Vesilind, P. A., Ramsey, T. B. (1996), Effect of drying temperature on fuel value of sewage sludge, *Wastewater Management and Research*, 14, pp. 189-196.
- Weismantel, G. (2001), What is new in sewage sludge separation and processing? *Filtration and Separation*, 38 (5) 22-25.
- Werther, J., Ogada, T. (1997), Sewage sludge combustion, *Progress in Energy and Combustion Science* 25, pp. 55-116
- Yi-chin, H., Kung-Cheh, L. (2003), Effect of reducing conditions on sludge melting process, *Chemosphere*, 50 (8) 1063-1068.

Példák és kérdések:

Mennyi nedvesség távolítható el napenergiával történő iszapszárítással a dekantált rothasztott iszapból?

Mire hasznosítható az így szárított iszap?

Milyen szennyező komponensei lehetnek a szárítógáznak, s hogyan távolítható el az ammóniája?

Mekkora az a nedvességtartalom, amelynél önfenntartó égetés biztosítható a rothasztott iszapnál?

Melyek a füstgázok szerves szennyezői, s hogyan távolíthatók el az égéstermékéből?

Utószó

Összegezve a szennyvíztisztítás napjainkig vezető történetét, folyamatait mindig a bonyolultság, az összetettség jellemezte. Az eltelt időszak több mint felében a szükséges elméleti háttér ismeret szinte teljesen hiányzott. Az üzemek ennek ellenére sikeresen működtek. Üzemeltetőik nem igen tudták, hogy eredményeiknek mi is a magyarázata. A kezdeti időszakban a kultúrmérnökök feladata volt a szennyvíztisztítók tervezése, építése, és ők ki is alakították a megfelelő módszereket, amivel megfelelő tapasztalatra tettek szert. Az eredmények a legtöbbször kielégítették az elvárásokat. A szennyvíztisztítás ebben a kezdeti időszakban erősen szakmaorientált tevékenység volt különösebb tudományos háttér vagy magyarázat nélkül. Természetesen ezt követően a mérnökök fejlesztették a szükséges ismereteiket, és sikeresen átalakították a szennyvíztisztítás technológiáját.

A szennyvíztisztítás igényei, követelményei azonban egyre tökéletesebb tisztítási hatékonyságot és ennek megfelelően a biológiai folyamatok mind részletesebb megismerését követelték a fejlesztőktől. A biológiai szennyvíztisztítás tudományos ismeretei ennek megfelelően az utóbbi 20-30 évben igen rohamosan bővültek, ami elsősorban vegyészmérnökök és biológusok fejlesztő munkájának az eredménye. A fejlődés napjainkban is igen gyors. A jelenlegi helyzetet a korábbival szemben az a tény jellemzi, hogy az elméleti ismeretek mögött messze elmarad azok gyakorlati hasznosítása. Nem minden tisztázott technológiai lehetőséget tudnak bevezetni a gyakorlatban, hiába van annak meg a műszaki lehetősége, mivel a gazdasági fedezet hiányos ahhoz.

A jelenleg sem kellően hatékony szennyvíztisztítás magyarázata magának a szennyvíztisztítás tárgyának a behatárolhatatlanságában van. Legtöbb esetben a szennyvíz, valamint a benne lejátszódó, végbemenő reakciók is egy egyszerűbb kémiai rendszertől eltérően nem kellően pontosíthatóak. A biológiai tisztításnál egy tápanyag felvételi lánc sorozata a folyamat, melynek a szereplői (mikroorganizmusok) is folyamatosan változó dinamikus rendszert alkotnak. Ezek a leghatékonyabban állandó környezeti feltételek mellett, optimalizált rendszerben tudnának dolgozni. A baktériumoknak ennek megfelelően optimális fizikai, kémiai környezetet és tápanyag ellátást kellene biztosítani. Ilyen feltételek azonban a szennyvíztisztítás esetében teljesen kizártak. A lakossági szennyvíz állandóan változó összetételű, ami érvényes a mennyiségére, tápanyag tartalmára, toxikus anyag tartalmára, de még a hőmérsékletére is. Ennek megfelelően optimális tisztítás behatárolása sem egyszerű, vagy gyakorlatilag lehetetlen. A szennyvíz összetételének a problémáját talán elég azzal érzékeltetni, hogy az átlagos szennyvíz összetétel is messze van a szennyvíztisztítást végző mikroorganizmusok számára optimális tápanyag aránytól. Ez a tápanyag arány C/N hányaddal jellemezve, mintegy 12 lenne. A gyakorlatban a C/N arány a kommunális szennyvizeknél közelítőleg 4. Ez is mutatja, hogy a nitrogén mennyisége a rendelkezésre álló szénhez képest túlzott. Ugyanez igaz a foszfátra is. Még a szerves karbon eltávolítás tekintetében sem beszélhetünk optimális körülményekről. Az új és folyamatosan szigorodó nitrogén- és foszforeltávolítási igényeket ilyen szerves anyag szegény környezetben nagyon nehéz kielégíteni. Egyetlen más biotechnológiai folyamatnál sem kell ilyen problémákkal küszködni a cél érdekében. Számos esetben éppen külső szerves tápanyag adagolásával lehet valamelyest optimalizálni a nitrifikáló és denitrifikáló és többletfoszfor eltávolító folyamatok végbemenetelét.

A szennyvíz tisztítása a lakossági telepen, mintegy végponti szennyvíztisztításként szükségszerűen nem lehet igazán tökéletes. A károsító anyagokat szükségszerű valahol a szennyvíztisztítót megelőzően el kell távolítani a szennyvizekből, ahol azok koncentrációja még elég nagy ahhoz, hogy netán gazdaságosan eltávolíthatók, visszanyerhetők legyenek a folyadékáramból. Csak az elkerülhetetlen folyadékiszennyezést szabad ezután az iparból a kommunális szennyvíztisztítóba beengedni a befejező tisztításra.

Az iszapkomposztálás, vagy akár az erősen szennyezett élelmiszeripari szennyvizek intenzív anaerob feldolgozása, tisztítása, biometanizációja napjainkra kellően kidolgozott, lezártak tekinthető. Nem igaz ez a nitrogéneltávolításra, ahol jelentős fejlesztés folyik, elsősorban a biofilmes, vagy biofilmes hibrid rendszerek optimalizálásával, eddig ismeretlen átalakítási utak üzemelésével. Éppen ezt a kérdéskört bonyolítja, hogy a szennyvíziszap, valamint a lakossági szilárd hulladék biológiailag bontható része komposztálásának is van egy meglehetősen kritikus csurgalékvize, amely elsősorban nitrogénben és biológiailag nehezen bontható szerves vegyületekben gazdag. Ugyanez igaz a szilárd hulladéklerakók még koncentráltabb, egyébként hasonló összetételű csurgalékvizére is, melyet ugyancsak meg kell valahol tisztítani. Keletkezésük miatt ezek ritkán kombinálhatók a lakossági szennyvíztisztítással, amely ezek nélkül is nitrogéneltávolítási gondokkal küzd a szennyvízösszetétel és a határértékek éles szembenállása, illetőleg a technológiai jelenlegi hiányosságai miatt. Rendszerint szeparált tisztításuk szükséges, ami részben a jövő megoldandó feladata.

Ha a szennyvíztisztítás iszapmaradékának az ártalommentesítését, hasznosíthatóságát vizsgáljuk még komplikáltabb a helyzet. Bár a komposztálás során bekövetkező humifikáció maga is ártalommentesítést jelent, a komposztálás végtermékében halmozódnak fel a biológiailag igen lassan, vagy egyáltalán nem bontható szerves anyagok, s a szennyvíz kicsapódó, adszorbeálódó nehézfém tartalma is. A szerves maradványok ártalommentesítéséhez az iszap irányított komposztálásának ezért a jövőben még komoly fejlesztése várható. A nehézfémek kivonása ezzel szemben nem sok eredménnyel kecsegtet, mert a réztartalom eltávolítása ma még nem látszik megoldhatónak, s a komposzt kereskedelmi terméké alakításának szükségszerű, vagy felesleges akadályait az előírások változtatása nélkül mindenképpen fenntartja.

Ebben a jegyzetben elméleti ismeretanyag és gyakorlati példák bemutatásával igyekeztünk a témakör tennivalóinak a behatárolására, természetesen a teljesség igénye nélkül, mégis kellő áttekintést biztosítva az olvasónak.

2014 január

A szerzők

Mellékletek

1. sz. melléklet: Települési szennyvíztisztító közelítő tervezése - példa

Adott helységnél a lakossági szennyvízen túl egy tejfeldolgozó üzem szennyvize is terheli a befogadót. Az utóbbi térfogatárama $300 \text{ m}^3/\text{d}$. A lakossági szennyvíz 9000 LEÉ.

A fajlagos vízfogyasztás $B=150 \text{ l/főnap}$

Tisztítási előírás a szennyvíztelepre: 125 mg/l KOI ; 15 mg/l TN ; 2 mg/l TP

A tejüzem technológiai szennyvize a nyerstej 2 %-os emulziójának felel meg. A tejpar fizikai-kémiai szennyvíz előtisztítást alkalmaz, mellyel a tejszírt és tejfehérjét teljes mértékben eltávolítja a technológiai szennyvizéből. A nyerstej 4,5 %-laktóz tartalmának megfelelő szennyeződés terheli (50 szerez hígításban) így csak a városi szennyvíztelepet.

A laktóz, vagy tejcukor képlete $\text{C}_{12}\text{H}_{22}\text{O}_{11}$. A BOI_5/KOI aránya $2/3$.

A nyerstej 4-4 %-ának megfelelő tejszír és fehérje tartalom fajlagos KOI egyenértéke egyébként 3,2, illetőleg 2,2 g KOI/ g anyag.

A biológiai iszaphozam a szükséges nitrifikációs / denitrifikációs iszapkornál 0,7 értéknek vehető, melyben 15 % a szerves anyag hányad. Az iszap szerves részének a KOI / tömeg fajlagosa $1,5 \text{ g KOI / g iszap szerves anyag}$.

Számolandók

Becsülje meg milyen típusú szennyvíztisztítást célszerű kiépíteni (séma).

Számolja ki, milyen méretű előülepítőben, reaktorterekben, utóülepítőben várható megfelelő hatásfokú tisztítás.

Mekkora lesz a tisztító oxigénigénye, s mekkora fajlagos költséget jelent az, $2,5 \text{ kg O}_2/\text{kWh}$ energia-kihasználásnál, ha az áram költsége 40 Ft / kWh ?

Mekkora terület szükséges a levegőztető elemek elhelyezésére 4 db / m^2 sűrűségnél, ha $5 \text{ m}^3/\text{h}$ -s elemeket építenek be?

Mekkora anaerob rothasztó-térfogat kell az iszap rothasztásához, ha a tejüzem vegyszeres iszapját is abban akarják feldolgozni mintegy 25 napos átlagos tartózkodási idővel? (A flotált tejüzemi iszap fehérje és zsírtartalma 3-3%, vegyszertartalma 1 %).

$0,33 \text{ m}^3/\text{kg KOI}$ fajlagos metánhozammal számolva, 40 Ft/m^3 metán gázár mellett mennyi bevétel származhat a biogáz hasznosításából, elhanyagolva a gázfelhasználás beruházási és üzemeltetési költségeit?

Mennyi a maradék iszap szerves anyag tartalma a rothasztás után (a szennyvíziszap szerves anyaga 50 %-os, zsír és fehérje tartalma 85 %-os lebomlásával számoljon). (Nitrogéntartalom a rothasztott iszapban 4 %).

Mekkora földterület kell a komposztált iszap elhelyezéséhez, ha nitrogénmentes segédanyaggal komposztálnak, s a komposztálás során nem lesz nitrogénvesztés?

2. sz. melléklet: Települési szennyvíztisztító közelítő tervezése – elvi példamegoldás a példára

1.) Terhelések számítása

- Lakossági: fajlagos víz felhasználás átlagosan ~ 100-150 l/fő*d

Fajlagosok alapján számítható napi terhelés: $B_d = N \cdot LEÉ$ fajlagos (alább C_i !)

- | | | |
|-------------|--------------|--|
| • KOI: | 110 g/fő*d | $\rightarrow \frac{x \times LEÉ}{1000}$ [kg/d] |
| • BOI_5 : | 60 g/fő*d | \rightarrow |
| • TKN: | 13 g/fő*d | \rightarrow |
| • TP | 1,5-2 g/fő*d | $\rightarrow N = \text{lakosság}$ |

$$\text{Vízhozam (Q): } Q = \frac{LEÉ \times \text{fajlagos vízfelhaszn.}}{1000}$$

Szennyezők napi terhelése az átlagos koncentrációik alapján: $B_{di} = Q \cdot C_i$
Ipari szennyvíznél Q_{ipari} és C_i (általában megadott érték) – számítás a fenti

Húsipar:

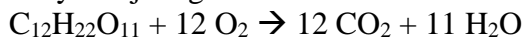
- KOI: $x \rightarrow \frac{x \times Q_{húsipari}}{1000}$
 - $BOI_5 = \frac{2}{3} \times KOI$
 - TKN $x \rightarrow \dots$
- } Csatornába elfolyó
Zsír: $x \rightarrow$ Rothasztóba kerülő
- Fehérje: 1 kg TKN/6,25 kg fehérje
1 kg zsír = 3,2 kg KOI
1 kg fehérje = 2,2 kg KOI

Tejipar: Általában fiz-kém előtisztítás ismert koncentrációjú szennyvízből
Zsír és fehérje a flotált csapadékkal kerül, majd szeparált feldolgozásra, célszerűen iszaprothasztás, ~ 85 %-os szerves anyag inertizálódik ($CO_2 + CH_4$)-

á

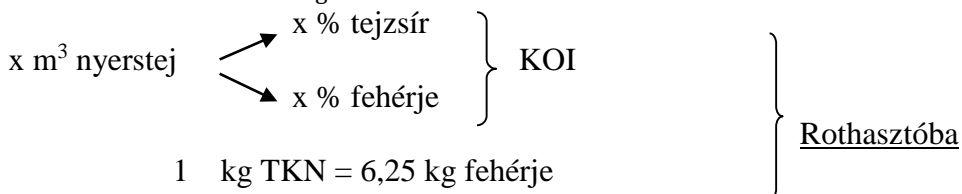
$Q_{tejipar} \times$ %-os emulzió $\rightarrow A$ m³/d nyerstej $\rightarrow B$ m³ szennyvízben \rightarrow

A nyerstej megadott %-a laktóz.



$$\underbrace{342 \text{ g} \quad 384 \text{ g}}$$

$$\frac{384}{342} = 1,12 \text{ kg} \frac{\text{KOI}}{\text{kg laktóz}}$$



2.) Terhelések összegzése a csatornára

$$\Sigma KOI = KOI_{\text{lakossági}} + KOI_{\text{ipari}}$$

A lakosságihoz mindig csak az előtisztított
elfolyó ipari szennyvíz anyagai adandók
hozzá.

$$\Sigma BOI_5 = BOI_{5,\text{lak.}} + BOI_{5,\text{ip.}}$$

$$\Sigma TKN = TKN_{\text{lak.}} + TKN_{\text{ip.}}$$

Döntően KOI, ill. BOI₅, esetleg kevés N is!

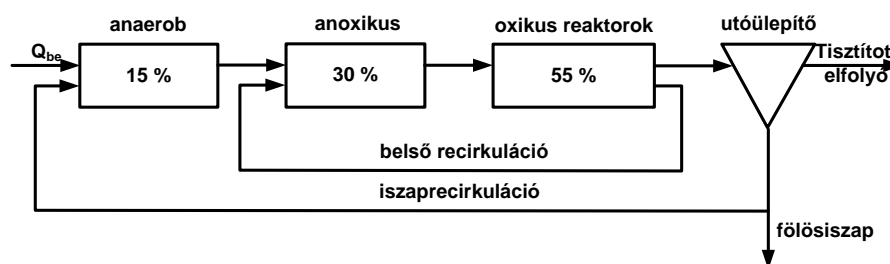
$$\Sigma TP = \text{csak a lakosságiban van}$$

$$Q_{\text{össz}} = Q_{\text{lak.}} + Q_{\text{ip}}$$

3.) Technológia választás

10000 LEÉ felett az elfolyó határértékei: 15 mg TN/l és 2 mg TP/l

A teljes nitrifikáció és jó denitrifikáció, foszfor eltávolításhoz A2/O rendszer kell.



4.) Medenceterek méretezése

Napi biológiai terhelés: $B_d = N * 60 \text{ g BOI}_5/\text{fő} * \text{d}$ (N = lakosság)

Fajl. biológiai iszapozam: $Y = 0,7 \text{ kg MLSS/kg BOI}_5$

Iszapkor: $\theta = 20 \text{ nap}$

Iszap koncentráció: $X = 5 \text{ kg MLSS/m}^3$

Napi főlisziszap hozam: $P_x = \text{BOI}_5 * Y \text{ [kg MLSS/d]}$

Eleveniszapos tér térfogata: $V_R = \frac{M_x}{X} (15\% \text{ anaerob m., } 30\% \text{-a anox. m., } 55\% \text{-a oxi. m.)}$

Iszaptömeg a tisztítóban: $M_x = P_x * \theta$

Oxikus medence mélysége: $h_{\text{ox}} = 4,5 \text{ m}$

Oxikus medence felülete: $A_{\text{ox}} = \frac{V_{\text{ox}}}{h_{\text{ox}}} \text{ [m}^2\text{]}$

5.) Elő- és utóülepítők tervezése

Előülepítő: ha $Q_{\text{össz}} < 20.000 \text{ m}^3/\text{d}$ -nél nem szükséges

- Utóülepítő: $v_{\text{fel}} = 0,6 \text{ m/h} \rightarrow$ a víz feláramlási sebessége max. ennyi lehet (útóülepítő felületi terhelése), különben az iszapot a víz kihordja.

$$\left. \begin{array}{l} A_{\text{ül}} = \frac{Q_{\text{össz}}}{v_{\text{fel}}} \\ h_{\text{ül}} = 3 \text{ m} \end{array} \right\} V_{\text{ül}} = A_{\text{ül}} * h_{\text{ül}} = \text{[m}^3\text{]}$$

6.) Foszfor mérleg

Tisztítóra érkező $\rightarrow B_d(P) = N * \text{LEÉ}$

Biológiai P eltávolítás (iszap): $P_x * \text{iszap P (5 \%)} = \text{[kg/d]} \rightarrow \text{A2/O technológiánál}$

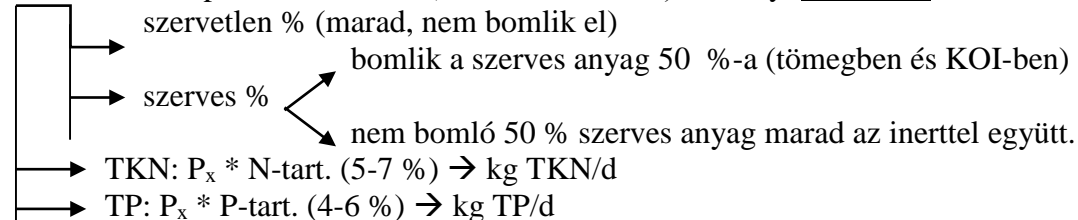
Befogadóba engedhető: $Q_{\text{össz}} * \text{határérték (2mg TP/l)} = \text{[kg TP/d]}$

Tisztítóba befolyó – Fülösiszap P eltávolítása - Befogadóba engedhető = TP kicsapandó

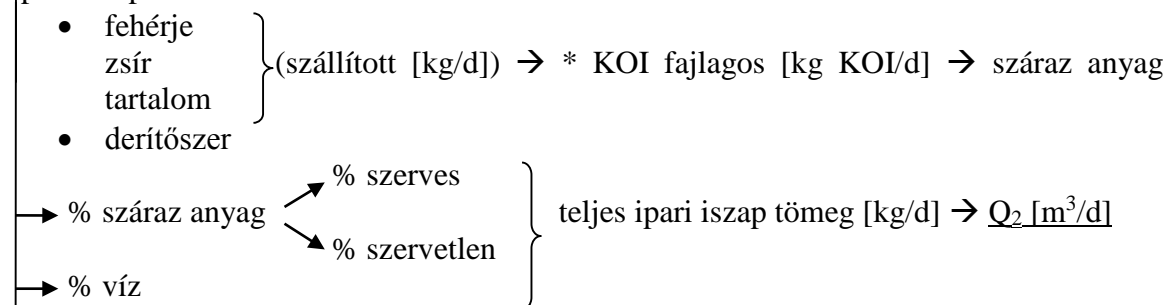
ha $TP > 0$, vegyszeres eltávolítás szükséges, ha $TP < 0$, nincs szükség p kicsapatásra

7.) Anaerob iszaprohasztó

Szekunder iszap 1 % sza. $\rightarrow P_x$ (6 % sza-ra sűrítés) \rightarrow ennyi $[Q_1 \text{ m}^3/\text{d}]$ a rohasztóba



- Ipari iszap:



Rothasztó térfogata: $V_R = (Q_1 + Q_2) * HRT = [m^3]$ HRT 25 nap

8.) Biogázhozam

lakossági fülösiszap szerves része 50 %-a [kgKOI/d]
Ipari iszap szerves rész 85 %-a [kgKOI/d] } Bomló Σ KOI

$\Sigma \text{ KOI} * \frac{\text{m}^3 \text{ CH}_4}{\text{kg KOI}}$ fajlagos = $[m^3] \text{ CH}_4 \rightarrow$ * Ft/ $m^3 \text{ CH}_4 \rightarrow$ Ft bevétel

9.) Iszapmaradék

Fülösiszap inert része + nem bomló szerves rész } $\Sigma m_{im.}$ \rightarrow Átlagosan 5 % P tartalom
Ipari: szervetlen + nem bomló szerves hányad } \rightarrow Átl. 4 % N tart.

10.) Nitrogénmérleg

- Csatornából befolyó: $\Sigma \text{ TKN} \rightarrow +$
- Recirk: (lakossági iszap 5 %-a TKN + ipari iszap TKN-je) - maradék iszap 4 %-a $\rightarrow +$
- Biológiai többlet N eltáv.: 5 %-os $\rightarrow P_x * 0,05$ [kg TKN/d] $\rightarrow -$
- Befogadóba vezethető: $Q_{\text{össz}} * \text{határérték} = [\text{kg TN/d}]$

Nitrifikálendő: Befolyó + Recirk – fülösiszap N felvétele

Denitrifikálendő: Nitrifikálendő - Befogadóba vezethető

Denitrifikációs hatásfok: $\eta_{\text{denitr.}} = \frac{\text{denitrifikálendő}}{\text{nitrifikálendő}} = \frac{R_i + R_b}{1 + R_i + R_b}$, ha $R_i = 1 \rightarrow R_b$ számítható

11.) Denitrifikációhoz szükséges rendelkezésre állásának ellenőrzése

Rendelkezésre álló összes tápanyag: Σ kg KOI/d a befolyóból / Denitrifikálandó kg TKN/d

Ha $\frac{\Sigma KOI}{TKN_{denitr.}} \geq 10 \rightarrow$ A tápanyag ellátottság megfelelő, nincs szükség plusz tápanyagra.

12.) Oxigénigény számítása

Fajlagosok:

Nitrifikáció: 4,3 kg O₂/kg TKN

Denitrifikáció: 1,7 kg O₂/kg TKN

Szerves szén eltávolításához OC: 1,2 kg O₂/kg BOI₅

Összegezve:

O_N = Befogadóba vezethető * fajlagos

O_{Dn} = Nitrifikálandó * fajlagos

O_C = BOI₅ * fajlagos

Fajlagos oxigén igény: $\frac{\Sigma O_2 \text{ igény}}{Q_{\text{össz}}} = \frac{\text{kg } O_2}{\text{m}^3 \text{ szennyv.}}$

[kg O₂/d] Σ O₂ igény

13.) Levegőztetés tervezése (költség, fűvókapacitás, elosztás)

Σ O₂ igény [kg O₂/d] \rightarrow 2,5 kg O₂/kWh \rightarrow kWh energia/d \rightarrow Ft/kWh \rightarrow költség

Levegő térfogat igény: $\sim 25 \times O_2$ igény kg/d \therefore 1,28 kg levegő/m³ \rightarrow m³/d vagy m³/h

(levegőben 21 tf% O₂, beviteli $\eta \sim 20$ % (ezért 25-szörös) de fűvó kétszerese kell- terh. ing.!

Levegőelosztás: m³ levegő/h \rightarrow 5 m³/h elemenként \rightarrow diffúorzszám \rightarrow 4 db/m² \rightarrow A [m²]

14.) Iszap elhelyezés

Maradék iszap TKN tartalma [kg TKN/d] * 365 \rightarrow [kg TKN/év]

rendelet alapján 60-170 kg TN/ha*év helyezhető ki

} [ha] területigény

3. sz. melléklet: Települési szennyvíztisztító közelítő tervezése – számszerű példamegoldás

A két szennyvízáram terhelését kell először meghatározni, ami a szennyvíztisztítóba kerül.

1 áram – szennyvíz (9000 LEÉ):		fajlagos
1350 m ³ /d		150 l/fő d
540 kg BOI ₅ /d		60 g BOI ₅ /fő d
990 kg KOI/d		110 g KOI/fő d
108 kg TKN/d		12 g TKN/fő d
18 kg TP/d		2 g TP/d

2 áram – tejpar

Fizikai-kémiai módszerrel előállított 300 m³/d települési A2/O szennyvíztisztításra!

270 kg laktóz/d	4,5 % tejben; 2 % tej a szennyvízben
301 kg KOI	384/342 = 1,116 g KOI / g laktóz
200 kg BOI ₅ /d	2/3 g BOI ₅ / g KOI

Iszappal tengelyen az anaerob rothasztásra szállított:

240 kg fehérje/d	4 % tejben; 2 % tej a szennyvízben
38,4 kg TKN/d	tejfehérje – 1 g TKN / 6,25 g fehérje
528 kg KOI/d	2,2 g KOI / g fehérje
240 kg tejszír/d	4 % tejben; 2 % tej a szennyvízben
768 kg KOI/d	3,2 g KOI / g tejszír
80 kg kicsapószer/d	a 3-3 % tejfehérje és tejszír mellett 1 %
560 kg iszap SS/d	ez az iszap 7 %-a

Térfogatáramában: 8 m³/d iszap rothasztásra a települési szennyvíztisztítóba

Szennyvíztisztító terhelése az előző, érkező szennyvizekből:

740 kg BOI ₅ /d	
108 kg TKN/d + ami az anaerob rothasztóból az iszapvízzel recirkulál	
18 kg TP/d + ami foszfor az anaerob rothasztóból recirkulálhat	

(a tejipari iszap alumínium tartalmú vegyszere miatt nem jön vissza foszforterhelés – számítással igazolható)

Technológia választása a tisztítási igényhez:

10000 LEÉ felett az elfolyóra előírt (15 mg TN/l ill. 2 mg TP/l)
teljes nitrifikálás, igen jó hatásfokú denitrifikálás és foszfor eltávolítás – A2/O SÉMA!

Szennyvíztisztító méretezése:

P _x	518 kg MLSS/d	Y = 0,7 kg MLSS / kg BOI ₅
	440 kg MLVSS/d	MLVSS / MLSS = 0,85 (15 % izzítási maradék a keletkező szennyvíziszapban)
M _x	10360 kg MLSS a tisztítósoron	20 napos iszapkor
V _R	2072 m ³ összes reaktortérfogat	5 kg MLSS/m ³ iszapkoncentráció
V _i	310 m ³ anaerob/ 620 m ³ anoxikus/ 1100 m ³ oxikus iszaptérfogat	
F _{ox}	250 m ² medencefenék	4,5 m vízmélység

Foszformérleg ellenőrzése: 18 kg TP terhelés a lakossági szennyvízzel

Valamennyi érkezik ugyan a tejparból is, de az iszappal és az abban is marad Befogadóba vezethető: 1650 m³/d × 0,002 g/m³ = 3,3 kg/d

Szennyvíziszappal eltávolításra kerül: $518 \text{ kg MLSS/d} \times 0,05 = 25,9 \text{ kg/d}$
Nem lesz gond a biológiai többletfoszfor eltávolítás.

Elő és utóülepítő tervezése: $1650 \text{ m}^3/\text{d} = 70 \text{ m}^3/\text{h}$ vízhozamra
előülepítő főlegesen (KOI-ra szükség lesz a denitrifikálásnál)
utóülepítő: 115 m^2 ülepítő felület $0,6 \text{ m/h}$ folyadék feláramlási sebesség
 350 m^3 térfogat 3 m vízmélység
átmérő tervezhető Dorr típusú ülepítőre

Anaerob iszaprohasztó tervezése:

lakossági iszap: $518/60 = 8,63 \text{ m}^3/\text{d}$	6% -SS tartalmú sűrített biol. iszap
$440 \text{ kg MLVSS} / \text{d}$	iszap szerves rész 85%
660 kg KOI/d	$1,5 \text{ kg KOI} / \text{kg MLVSS}$
$25,9 \text{ kg TKN/d}$	iszap 5% -a

tejipari iszap $8 \text{ m}^3/\text{d}$ tejüzemi vegyszeres iszap
$528 + 768 = 1296 \text{ kg KOI} / \text{d}$
$38,4 \text{ kg TKN/d}$

összesen $16,63 \text{ m}^3$ iszap / d hidraulikus terhelés
összes TKN terhelés $64,3 \text{ kg/d}$

iszaprohasztó térfogat:

416 m^3	25 napos iszapkor (CMSTR)
-------------------	---------------------------

biogázhozam: 330 kg KOI/d metanizáció kommunális iszaptól (50% lebomlás)
 $1093 (1102) \text{ kg KOI/d}$ metanizáció tejipari iszaptól (85% lebomlás)
összesen $1423 (1432) \text{ kg KOI/d}$ szennyezettségéből $473 \text{ m}^3 \text{ CH}_4/\text{d}$

iszapmaradék rohasztóból:

kommunális iszaptól:	220 kg MLVSS/d (50% maradék)
	78 kg szerves maradék / d
tejipari iszaptól:	$72 \text{ kg MLVSS} / \text{d}$ (15% maradék)
	80 kg szerves maradék / d

összesen 450 kg MLSS/d (4% TKN tartalommal)

iszapmaradék TKN tartalma 18 kg/d (4% - ezt kell kihelyezni a talajra)

iszapvízzel visszaforgatott TKN = $64,3 - 18 = 46,3 \text{ kg/d}$ nitrifikálni / denitrifikálni

Összes szennyvíz TKN mérlegének a számítása:

$108 + 46,3 = 154,3 \text{ kg TKN/d}$ amiből a napi főlősiszap csak $25,9 \text{ kg/d}$ értéket vesz fel.
Elfolyó vízzel távozik $1650 \text{ m}^3/\text{d} \times 0,015 \text{ g/m}^3 = 24,75 \text{ kg NO}_3\text{-N/d} = 24,7 \text{ TN/d}$

Nitrifikálandó: $154,3 - 25,9 = 128,4 \text{ kg TKN/d}$

Denitrifikálandó: $128,4 - 24,75 = 103,65 \text{ kg NO}_3\text{-N} / \text{d}$

Denitrifikációs hatásfok: $103,65 / 128,4 = 0,8 = \eta_{\text{den}} = R_i + R_b / 1 + R_i + R_b$

Ebből számolható a belső recirkuláció (R_b), ha az $R_i = 1$ feltételezést elfogadjuk.

$1 + R_b/2 + R_b$, amiből $R_b = 3$

Denitrifikáció tápanyagigényének az ellenőrzése:

denitrifikálandó $\text{NO}_3\text{-N} = 103,65 \text{ kg}$
rendelkezésre álló tápanyag $= 990 + 301 = 1291 \text{ kg KOI/d}$
KOI denitrifikálandó : $\text{NO}_3\text{-N}$ arány $= 1291/103,65 = 12,5$, ami megfelelő,
sőt a laktóz KOI igen jó sebességgel biztosítja elődenitrifikálásnál a nitrát redukcióját,
ami azt jelenti, hogy a 30 % anoxikus térfogat bőven elegendő lesz a denitrifikációhoz.

Oxigénigény számítása:

$$\begin{aligned} \text{ON}_{\text{nitr/denitr}} &= 103,65 \times 1,8 = 186,6 \text{ kg O}_2/\text{d} \\ \text{ON}_{\text{nitr}} &= 24,75 \times 4,3 = 106,43 \text{ kg O}_2/\text{d} \\ \text{összes ON} &= 293 \text{ kg O}_2/\text{d} \\ \text{OC} &= 740 \text{ BOI}_5/\text{d} \times 1,2 \text{ kg O}_2 / \text{kg BOI}_5 = 888 \text{ kg O}_2/\text{d} \end{aligned}$$

összes oxigénigény $= 1181 \text{ kg O}_2/\text{d}$ (fúvó méretezése kétszeres biztonsággal!)

Levegőbevitel költségeinek számítása:

Összes villamosenergia igény $= 1181 \text{ kg O}_2/\text{d} * (1/2,5) \text{ kWh} / \text{kg O}_2 = 472,4 \text{ kWh/d}$
Összes villamosenergia költség $= 472,4 \text{ kWh/d} \times 40 \text{ Ft/kWh} = 18900 \text{ Ft/d}$
Fajlagos villamosenergia költség $= 18900 / 1650 = 11,45 \text{ Ft/m}^3$ tisztított szennyvíz

Levegőigény és levegőztetés tervezése:

Összes levegőigény $= 1181 \text{ kg} \times 25 / 1,28 \text{ kg/m}^3 = 23\,066 \text{ m}^3/\text{d}$
Óra csúcs $= (23\,066 / 24) \times 2 = 1922 \text{ m}^3/\text{h}$
Levegőztető elemek száma $= 1922 / 5 = 385$
Szükséges alapterület igény a levegőztető medencében $= 385/4 = 96 \text{ m}^2$
ez a 250 m^2 -es fenékfelületnek alig több mint a harmada
tehát megoldható.
Más kérdés: az elemszámot is biztonsággal kell tervezni a várható csúcsterhelésre

Metán árbevételének a számítása:

$473 \text{ m}^3/\text{d}$ metán $18\,920 \text{ Ft/d}$ árbevétel
ez közel azonos a levegőztetés energiaigényének a kiadásával.

Iszapelhelyezés tervezése:

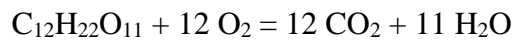
Megfelelő mennyiségű segédanyaggal kell komposztálni, vagy fél évig tárolni a stabilizáció érdekében (ez jogi előírás). Ezeket követően a rothasztott iszap nitrogéntartalma a feltételezés szerint változatlan marad, tehát 18 kg/d .

Ez éves szinten 6570 kg TKN , aminek a kihelyezéséhez mintegy 110 ha területre van szükség a 60 kg/ha év nitrogén adagolás mellett (utóbbi termékfüggő).

Ilyenkor az iszapkihelyezés: $0,5 \text{ t MLSS} / \text{d} = 180 \text{ t/év}$, kisebb 2 t szá/ha, ami messze biztonságos.

20% -os iszapként 10 t/ha , ugyanakkor 20 t/ha szerves anyag (2 kg szá/m^2) is kihelyezhető. Egyértelműen az iszap nitrogéntartalma a szükséges területigény meghatározója.

Laktóz oxidációja:



342 g + 384 g oxigén kell hozzá

Tömegfajlagos KOI = $384/342 \sim 1,1$ g KOI/g laktóz.

4. sz. melléklet: Egyéb számítások az eleveniszapos szennyvíztisztításnál

Energiaigény és termelés az eleveniszapos szennyvíztisztításnál

1 LEÉ ~ 60 g BOI₅/fő*d 13 g TKN/ fő*d AS biológia terhelése előülepítés nélkül!
 ~ 110 g KOI/fő*d 1,5-2 g TP/ fő*d
 ~ 400 kcal/fő*d 1 g S/ fő*d

Eleveniszapos oxidációnál OC: ~ 72 g O₂ a 60 g BOI₅ – höz (OC=1,2 g O₂/g BOI₅)

iszaphozam: ~ P_x^{VSS} ~42 g, amiben P_N = 3g, ill. ami 63g KOI
 Ez ~ 220 kcal a 110 g eredeti KOI-nek megfelelő 400 kcal-ból.

A 13 g N/fő*d-ből → 3 g N az iszapba kerül → de 1,5 g N az iszapvízzel rothasztóból vissza!

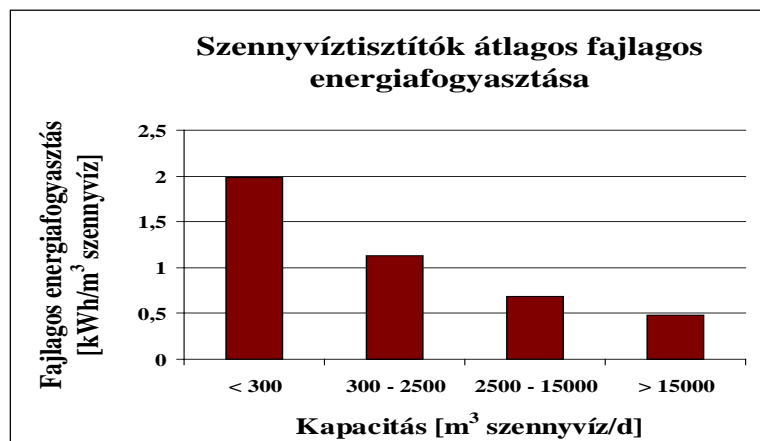
Így lesz 11,5 g/fő*d nitrifikálendő nitrogén, amiből 2 nitrátként elfolyó vízben maradhat.

Nitrogén átalakítás oxigénigénye ~ 2*4,3 = 8,6 g O₂/fő*d ami nitrátként távozik
 valamint ~ 9,5 *1,8 = 17,1 g O₂/fő*d az NH₄⁺ →N₂ alakításhoz.
 (Nitrif és denitrif - a nitrát oxigénjének az újrahasznosításával.)

Összes oxigénigény: 26 + 72 = 98 g O₂/fő*d → ~ 0,7 kgO₂/m³ szennyvíz
 ami

Gyakorlatban 2,5 kgO₂/kWh = 2500 gO₂/860 kcal = 2,9 gO₂/kcal fajlagos energiaigény,
 illetőleg ~ 0,3 kWh/m³ tisztított szennyvíz (ilyen oxigénbeviteli
 hatásfokkal)


A hazai gyakorlat:



97/2,9 = 33,5 kcal/fő*d a levegőztetés fajlagos energiaigénye
 (az levegőbevitel hatásfoka a fajlagosban számolva van!)

Ha előülepítő van: 0,7*72 +26 = 50,4 + 26 = 76 gO₂/fő*d ~26,1 kcal/fő*d

Előülepítés esetén így 75,5/97 = ~78%, (22% a **villamosenergia** megtakarítás).
 Energia maradék az iszapban előülepítő (eü) nélkül: 220 kcal/fő*d

rothasztó nyeresége 110 kcal/fő*d  **1/3 villany - 36,3 kcal/fő*d**
(ennyiből lehet fedezni !)
2/3 hő egyéb célokra

Nyereség nőhet, ha a fenti $400 - 220 = 180$ kcal/fő*d -ből kisebb a veszteség, így a maradék:
akkor $220 \rightarrow 275$ kcal/fő*d, illetve nyereség $110 \rightarrow 137,5$ (25%-kal nő): $36,3 \rightarrow 45,4$.

Előülepítővel tehát kétszeresen csökken a villamos energia igény (felhasználható levegő is
30%-kal csökken). Másként számolva $(0,7 \cdot 220) + (0,3 \cdot 400) = 275$ alapján is ugyanennyi jön ki:
 $155 + 120 = 275$ kcal/fő*d

Levegőztetési költség: 33,5 kcal/fő*d \rightarrow 26,1 kcal/fő*d (1 kWh=860kcal)

40 Wh 30,34 Wh (1 kWh ~ 25 Ft)

1 Ft/fő*d 0,75 Ft/fő*d. Nyereség ez a biogázzal.

Biogáz termelés az iszapok rothasztásából

1 LEÉ ~ 60 g BOI₅/fő*d

1 kg MLVSS ~ 1,5 kg KOI ~ 0,45 m³ CH₄ ~ 0,692 m³ biogáz (65% CH₄)
~ 6,5 kWh fűtőérték/ m³ biogáz

~ 400 kcal/fő*d energia bevitel a tisztítóba

~ 110 g KOI/fő*d energia kihozatal a biogázzal


Előülepítés nélkül ~110 kcal/fő*d

Előülepítéssel ~ 137,5 kcal/fő*d (+25% gáz) ill. (-25% O₂ igény) \rightarrow

Az előülepítés (97-75,5)/97 % levegőbevitel és energia megtakarítás

110 g KOI Előülepítés nélkül

Izapban a 42 g VSS másfélszer ennyi KOI = 63 g KOI/fő*d

iszap MLVSS ~ 63,0 g KOI  31,5 g KOI/fő*d marad a rothasztott iszapban

11,25 l CH₄/fő*d metántermelés

17,31 l gáz/fő*d biogáz termelés

Rothasztó számításánál:

1 kg KOI ~ 300 l metán

1 g KOI ~ 0,3 l metán

1 kg MLVSS ~ 1,5 kg KOI ~ 0,45 m³ CH₄

~ 0,692 m³ biogáz

Energia: 6,5 kWh/m³ gáz (-15%) gázkompresszor hűtés, - motor generátor hatásfok

6,0 kWh/m³ gáz ha csak égetés \rightarrow

ebből 3,5 kWh/m³ gáz a hő és 2,5 kWh/m³ gáz a villany!

Wh/l gáz mennyiségben:

Előülepítés nélkül 29 Wh/fő*d

1 Wh ~ 2,5 fillér

Előülepítéssel 34,6 Wh/fő*d

1 kWh ~ 2500 fillér \rightarrow 30-40 Ft/kWh

Előülepítés nélkül: 0,75 Ft/fő

Előülepítéssel: 0,865 Ft/fő

Drágább villanyáram áron számolva:

1 Ft/fő*d

1,2 Ft/fő*d

Nitrogén eltávolítás O₂ és szerves C igénye

1 LEÉ ~ 60 g BOI₅ → 42 g MLVSS/fő*d ebben ~ 6 % ~ 2,5 - 3 g N/fő*d
~ 13 g TKN/fő*d → nitrifikálásra/denitrifikálásra ~ 10

Előző felével nő az iszaprothasztó iszapvízével (N terhelés 10-15 %-a).
iszaprothasztás esetén, tehát

Nitrif: ~ 11,5 → denitrifikálandó N / ~ 10 gN/fő*d

nitrat-N ~ 1-2 elfolyóba → NH₄⁺ az elfolyóba ~ Ø

Oxigénigény nitrat- N-re:	1-2* 4,3	~ 4,3-8,5 g O ₂ /fő*d
	10*1,8	~ 18 O ₂ /fő*d

Σ ~ 23-27 g O₂/fő*d

Nitrát redukciónál 1 g O₂/g BOI₅ fajlagossal számolva a 2,8 g O₂/g nitrát-N felemésztéséhez 2,8 g BOI₅ egyenértékű szerves anyagra van szükség, ami 4,3 g KOI/g nitrát-N nitrát fajlagos.

Van ugyan az iszapnak nitrogén beépítése -15-20 %-a a redukált nitrát-N-nek, amit figyelmen kívül hagyunk, mert az OC értékét is hasonló mértékben kisebbnek számoltuk (az általános 1,15- 1,2 helyett).

Szerves C igény így 10g redukált nitrát-N/fő*d *4,3 g KOI/g redukált nitrát-N ~ 43 g KOI/fő*d

↓ ↘

KOI/nyersvíz TKN arányban ez → KOI/TKN ~ 43/13 g KOI/g denitrifikálandó NO₃-N

Mivel azonban a levegőztető medencében oxigén oxidáció is van, az arány > 6-7 kell legyen

Ugyanez nitrítren át történő átalakítás (nitrit nem lehet az elfolyóban →

heterotrof denitrifikálással a fajlagos oxigén és szerves anyag (KOI) igény

O₂ igény: 4,3 * 6/8 → g O₂/g N a nitrifikáláshoz

szerves C igény: 4,0 * 3/5 → g KOI/g N a denitrifikáláshoz

Sharon - Anamox (autotrof mikroorganizmusokkal)

2 NH₄⁺ + 1,5 O₂ → N₂ + 3 H₂O + 2 H⁺

O₂ igény 48/28 ~ 1,714 g O₂/g N

Iszaphozam számítása vegyszeres P kicsapatás beiktatásakor

1 LEÉ = 60 g BOI₅ / fő*d → P_x^{BOI5} = 42 g MLVSS (+~ 18 g inert lebegő SS) / g/fő*d (eü nélkül)

$Y = 1 \sum \text{g MLSS} / \text{g BOI}_5 \text{ heterotrof iszap} + \text{inert lebegő (particulate)}$

P_x^{BOI} szekunder iszapra (előülepítésnél) csak 0,6-0-75 g MLSS/g BOI₅

10 g TKN / fő*d nitrifikációjának iszaphozama:

P_x^N ~ 2,5 g MLVSS (ez a fenti 42 gramm MLVSS-ben benne van!)

A denitrifikáció iszaphozama P_x^{den} ~ ez P_x^{BOI} része, mint nitrifikációé is.

1,5-2 g P / fő*d foszfor eltávolításának iszaphozama:

P_x^P ≈ 3,0 * P = 4,5-6 g / fő*d poly-P teljes biológiai P eltávolításnál

P_x^P ≈ 3,0 * 1/3 P = 1,5-2 g / fő*d részleges biológiai P eltávolításnál

Amihez jön a vegyszeres iszap másfélszeres kicsapószer dózissal számolva:

5,3 * ~ 1-1,5 g/fő*d P (Al ion esetén) = 5,3-7,8 g / fő*d

8,1 * ~ 1-1,5 g/fő*d P (Fe ion esetén) = 8,1-12,3 g / fő*d

(Vegyszeriszapban a MePO₄ mellett Me(OH)₃ is van)

analitikailag mindegyik (sejten belüli és csapadék is) inert = MLSS-MLVSS

∑ bioP eltávolítás esetén így 46,5 – 54 g MLVSS/fő*d + eredeti inert (~ 13-14 g / fő*d)
∑ 60-70 g /fő*d rothasztás nélkül, mint fent is adódott.

Rothasztás esetén a szerves anyag fele biogázzá alakul:

Maradék: 21 + 5 + 14 = 40 g / fő*d → Y = 40 / 60 = 0,66 a rothasztással együtt.

Ezekből az aktuális iszapösszetételek, inert anyag tartalmak is számolhatók!

Ezzel szemben film vagy hibrid rendszereknél ≈ 0,4 g MLSS/g BOI₅-re is csökkenhet, ha az iszap anaerob úton rothad a film alsó rétegében. Pontos ok nem kellően ismert!

Előülepítés esetén:

LEÉ – SS ~ 60 g / fő*d → ~ 36 g az előülepítésnél visszamarad a primer iszapba, aminek a fele szerves, fele szervesetlen (18+18)

36 g / fő*d primer iszap

A 42 g BOI₅-ből lesz ~ 30 g szekunder iszap

Összességében 66g MLSS/fő*d Y = 66/60 ... = 1,1 6 g MLSS/g BOI₅ → rothasztásra

Iszap mikroorganizmusaiba és maradékukba be nem épülő foszfor vegyszeres kicsapatása és költsége

LEÉ: $1,5-2 \text{ g P/fő} \cdot \text{d} \rightarrow 0,050-0,065 \text{ mól} \text{ (} 50-65 \text{ mmol/fő} \cdot \text{d)}$

Lakossági szennyvízben C_p : $6-18 \text{ mg P/l} \rightarrow 0,2-0,6 \text{ mmol/l}$

Kereskedelmi vegyszerár: $1 \text{ g Fe} \sim 0,35 \text{ Ft}$ átlagos árszinttel
(AquaFer vas(III)klorid termékben ($1,45 \text{ kg/l}$ sűrűségű oldat) 200 g/l Fe^{3+} van)
(Alumínium klorid esetén egy g Al^{3+} -ra másfél-kétszeres a fenti vegyszerár!)

$\text{Fe}^{3+} + \text{PO}_4^{3-} + n(\text{OH}^-) \rightarrow \text{FePO}_4 + \text{Fe}(\text{OH})_3$ (Stöchiometrikus Fe igény: $56/32=1,75 \text{ gFe/gP}$)

Fajlagos Fe igény: $\rightarrow \sim 2,63 \text{ g Fe/g P}$ ($1,5$ -szörös vas felesleggel- hidroxid keletkezés miatt)

Fajlagos vegyszerköltség: $\sim 1 \text{ Ft/g P}$ eltávolításával számolva

P kicsapatás fajlagos: $1 \text{ Ft Fe/g P} \rightarrow 1000 \text{ Ft/kg P}$ kicsapatott $\rightarrow \sim 1,5-2 \text{ Ft/fő} \cdot \text{d}$

$1,5 \text{ Ft Al/g P} \rightarrow 1500 \text{ Ft/kg P} \rightarrow$ kicsapatott $\sim 2,25-3 \text{ Ft/fő} \cdot \text{d}$

Illetve megfelelő hígítással $7-10$ -szer ennyi/ m^3 lakossági szennyvíz.

Híg nagyvárosi szennyvízre (6 mg P/l koncentrációnál) csak $3,5$ -ször ennyi kell a kicsapatásra, mert a foszfor többi része beépül a keletkező szennyvíziszapba. Ilyenkor $\sim 0,2-0,3 \text{ mmol Fe}^{n+}$, vagy Al^{3+}/l kicsapószer kell a $0,2 \text{ mol}$ úgynevezett P felesleg/l kicsapatására.

Szükséges tehát: $1-1,5 \text{ mol Me}^{3+}/\text{mol P}$ ($\times 56/32$)

$1,75-2,62 \text{ g Fe}^{3+}/\text{g P}$

Erre a szennyvízre: $3,5 \cdot [1,5-2 (\text{Fe}^{3+}) \text{ Ft/fő} \cdot \text{d}] = 5-7 \text{ Ft Fe}^{3+}/\text{m}^3$ nagyvárosi szennyvíz

$3,5 \cdot [2,23-3 (\text{Al}^{3+}) \text{ Ft/fő} \cdot \text{d}] = 8-10 \text{ Ft Al}^{3+}/\text{m}^3$ nagyvárosi szennyvíz

Kisebb településeken duplája ($\sim 12-13 \text{ mg P/l}$) vagy háromszorosa ($18-20 \text{ mg P/l}$).

Adott LEÉ-re vagy Q-ra ebből számolható a vegyszeres foszforeltávolítás költségigénye:

1 LEÉ esetén a keletkező biológiai iszapba beépül $\sim 0,6 \text{ g/fő} \cdot \text{d}$ foszfort, de \rightarrow extra P eltávolítás (A2/O) rendszer esetén akár $1,6 \text{ g/fő} \cdot \text{d}$ foszfor is beépülhet.

maradó $\Delta \text{ P}$: $0,4-1,4 \text{ g P/fő} \cdot \text{d}$ ami a vegyszerköltséget jelenti.

Ez a fenti fajlagossal $0,4-1,4 \text{ Ft/fő} \cdot \text{d}$ vas(III)-al történő kicsapatás esetén.

A biológiai többletfoszfor eltávolítás (A2/O technológia) $0,017-0,020 \text{ g P/g KOI}$ fajlagos értéknél több foszfort nem tud a fölösiszapban immobilizálni.

Iszaprothasztásról egy része vissza is kerül a tisztítás főágára (S^{2-} kicsapatásához adagolt vas-só dózis függvényében).

Eleveniszap többletfoszfor felvétele

0,017-0,02 g P / g KOI \rightarrow P \downarrow < 0,5 mgP/l-es tisztított víz, ha a terhelés jó, üzemeltetés jó, tisztított szennyvíz ilyenkor TP-re határérték alatti (elsősorban nitrát zavar!)

LEÉ ~ 60 g BOI₅ / fő*d eü nélkül

110 g KOI / fő*d –||- (1,87-2,2 g P / fő)

77 g KOI / fő*d esetén előülepítés után (1,3-1,54 g P / fő felvét)

sajnos akár 55-40 g KOI / fő*d is lehet előkicsapatással (de ekkor P eltávolítás is van!)

Nagy terhelésű előzetes iszapkontaktnál viszont nem megy el többletfoszfor.

Alapvető kérdés tehát a nyers szennyvíz KOI/TP aránya legfőképpen vegyszeres kezelés nélküli előülepítés esetén!

Nyilvánvaló, hogy a többletet vegszerrel kell eltávolítani.

A kifolyó vízbe befogadótól függve kerülhet több-kevesebb P. A hazai határértékeknél:

0,5 mg/l esetén ez 0,075 g / fő*d

1 mg/l 0,15 g / fő*d

2 mg/l 0,3 g / fő*d

10 mg/l 1,5 g / fő*d

(150 l/fővel számolva! kisebb fajlagossal arányosan kevesebb) (töményebb szennyvíznél)

Denitrifikációs kapacitás eleveniszapos szennyvíztisztításnál

Módosított UCT-nél KOI/TKN ~ 9,1-ig nitrátmentes elfolyóvíz és jó P eltávolítás(Marais et al)!

ez a recirkulációk miatt elvileg lehetetlennek tűnik!

$$\eta_{\text{den}} = \sum R_i / (1 + \sum R_i)$$

Közel teljes denitrifikáció várható KOI/TKN ~ 10-11 fölött!

A gyakorlatban 4-5 mg/l NO₃-N alá csak külső szubsztráttal lehet lemenni, kivéve, ha nagyon híg a szennyvíz! és nagy a KOI/TKN aránya.

Előülepítés esetén ez 77 g KOI/fő*d / 10 g TKN/fő*d = 7,7, tehát szűkös, sőt anaerob rothasztás iszapvízével még tovább romlik. 77/11,5 = 6,7

(szennyvízzel elvezethető NO₃-N: 1-2,28 g / fő*d)

Denitrifikálni rendszerint ~ 9-10 g / fő*d-t kell! Ennek KOI igénye 40-43 g KOI / fő*d elméletileg! – 4,3 g KOI / g NO₃-N

Kérdés: a levegőztetés szabályozásával (szimultán denitrifikáció) mennyivel javítható η_{den}

Eleveniszapos szennyvíztisztítás polielektrolit igénye és költsége

Primer iszaphoz szükség szerint:

LEÉ – SS ~ 60 g / fő*d

MLSS előülepítésből: 36 g /fő*d (jól ülepedő 60%) inert 18 g/fő*d és 18 g VSS/fő*d

P ~ 1,5-2 g / fő*d $1,5 * 8,3 = 12,5$ g/fő*d vassal történő előkicsapatásnál.

Összesen 48,5 g/fő*d (~50 g/fő*d), ami ~ 2,5 %-os szá. tartalmú primer iszapban lesz.

Nedves iszap tömege tehát 2000 g/fő*d azaz 2 l/fő*d lesz.

Ezt ritkán elővíztelenítik polielektrolittal (gravitációsan sűrítik)

Ha mégis, akkor (5 g PE/kg iszap szárazanyag fajlagossal és 1,5-2 Ft/g polielektrolit árral) 0,25 g PE/fő*d , illetőleg 0,3-0,4 Ft/fő*d PE adalék igény és költség

Ha 7 fő szennyezőanyaga kerül 1 köbméter szennyvízbe (~ 150 l/főd fajlagos vízfogyasztás)
~ 2-3 Ft/m³ tisztított szennyvíz

Szekunder iszapnál a gépi elővíztelenítés általános gyakorlat:

A napi 60 g MLSS/fő*d iszaphozamra az előzőekben számítottak a 60/48,5 ~ 1,2-szerese.

Előülepítőnél 2-3 m/h feláramlási sebesség

HRT 1,5-1 óra – 60 % SS eltávolítás - 30 % KOI eltávolítás az előülepítőben

Vassal történő szimultán P és szerves anyag kicsapatással

0,2 mmól vasionnal	40% KOI eltávolítás az iszapba
0,6 mmól vasionnal	60% KOI eltávolítás az iszapba
0,8 mmól vasionnal	70% KOI eltávolítás az iszapba

A PE dózis az iszapmennyiségtől függően kell adagolni.

Az iszapsűrítésnek a rothasztás után is van polielektrolit igénye, ami fajlagosan hasonló, így költségében is hasonló lesz.

Pontos fajlagosok a gyakorlat alapján számolhatók

technológia és gépi berendezések függvénye is.

Eleveniszapos szennyvíztisztítás költségigényeinek összegzése

P kicsapatás (teljes) 1 Ft Fe^{3+} / g P
1,5-2 Ft / fő
(6*) fő / m^3 szennyvíz } 9-12 Ft / m^3 szennyvíz
1,5 Ft Al^{3+} / g P estén másfél, kétszeres!

P kicsapás (biológia után / szimultán) ennek a 2/3-a, vagy akár minimális (biológiai P esetén).
Ez láthatóan jelentős költségmegtakarítás.

Levegőztetés: 0,7-1 Ft / fő \rightarrow *6-7- Ft/ m^3 szennyvíz

Villany biogázból: 0,7 -0,86 Ft / fő 5-6 Ft / m^3 szennyvíz

Iszapsűrítés biomet. előtt (PE) 2-3 Ft / m^3 szennyvíz
után (PE) 1,5-2 Ft / m^3 szennyvíz

Szerves anyag kicsapatás haszna előülepítésnél: 5-6 Ft / m^3
+ energia az iszapokból
+ eleveniszapnak fele-harmada V_R kell
+ hibrideknél 1/5 - 1/10 V_R

Hátránya, hogy a P felvét és denitrifikáció részleges (0,017-0,02 g P / g KOI)

Denitrifikáció KOI igénye 4,3 g KOI/g nitrát-N
[30% vegyszerigény növekedés, utódenitrifikáció kell, 5 lépcsős Phoredox]

P eltávolítás költsége nő \rightarrow 5-10 Ft / m^3

metanol kell (utódenitrifikáció!) 1 g metanol [1,5 g KOI, 8 fillér]
(1 g $\text{NO}_3\text{-N}$ = 22,7 fillér, 230 Ft / kg N) 16-17 Ft / m^3
Ez csak a teljesre N eltávolításra igaz!

10 g $\text{NO}_3\text{-N}$ / fő*d = 2,3 Ft / fő*d , 16-17 Ft / m^3
szennyvíz teljes metanos denitrifikációnál

részlegesenél 4-5 Ft / m^3 ! vagy csak 20%-a, ami \sim 2 Ft / m^3

5. sz. Melléklet: Szennyvíztisztítás ismeretanyagának gyűjteménye (Ismeretfüzetek)

Veszprémi Egyetem, Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék

1. füzet: A szennyvíztisztítás fejlődése a XX. században - eleveniszapos tisztítás tervezési irányelvei – (Szerk. Kárpáti, Á.)

A szennyvíztisztítás kialakulása, fejlődése napjainkig. Ludwig Hartmann, Unterstall, Germany	1
Eleveniszapos szennyvíztisztítás és tervezése. Rolf Kaiser, Braunschweig, Germany	16
Foszfor eltávolítás a szennyvíztisztításnál. Georg Schön, Freiburg, Germany – Norbert Jardin, Essen, Germany	63

2. füzet: Eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek és ellenőrzése (Szerk. Kárpáti, Á.)

Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányai - BOI és nitrogéneltávolítás. Kárpáti Á.	1
Biológiai többletfoszfor eltávolítás és a szerves széntartalom optimális kihasználása. Kárpáti Á.	14
Eleveniszapos szennyvíztisztítás –rendszerkiépítésének konfigurációi. Összeállította: Koroknai Balázs: 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.	27
Teljes biológiai tápanyag-eltávolítást biztosító eleveniszapos rendszereknéhány újabb észlelt sajátossága. Ekema G. A. - Wentzel M. C.	46
Szakaszos betáplálású eleveniszapos szennyvíztisztítás. Kárpáti Árpád	50
Folyamatos és szakaszos átfolyású vagy betáplálású (SBR) eleveniszapos szennyvíztisztító rendszerek összehasonlítása. Eberhard Morgenroth – Peter A. Wilderer	64
A szennyvíztisztítás ellenőrzésének analitikai lehetőségei. Helmut Kroiss - Karl Svardal (TU Wien)	83

3. füzet: Lakossági szennyvizek aerob tisztítása eleveniszapos és más módszerekkel
(Szerk. Kárpáti, Á.)

Lakossági szennyvizek és eleveniszapos tisztításuk. Összeállította: Kárpáti Árpád.	1
Szennyvíziszap keletkezése, kezelése, elhelyezési lehetősége. Juhász Endre – Kárpáti Árpád	18
Ipari szennyező anyagok lebontása, eltávolítása biológiai úton. Kárpáti Árpád	30
A nitrifikáció / denitrifikáció tervezése csepegtetőtestes, biofilmes rendszereknél. Összeállította: Vágner Gabriella	42
Elárasztott, rögzített-ágyas (hybrid) szennyvíztisztítók. Összeállította: Méryei Judit	57
Biofilterekkel kapcsolatos tapasztalatok a szennyvíztisztításban. Összeállította: Méryei Judit	74
Növényzetes szennyvíztisztító rendszerek biológiai folyamatai. Összeállította: Németh Adél	82

4. füzet: A szennyvíztisztítás szabályozás igénye a hazai gyakorlat néhány példájával
(Szerk. Kárpáti, Á.)

Eleveniszapos szennyvíztisztítási technológiák és szabályozás-igényük fejlődése. Pulai J. -Kárpáti Á.	1
On-line ellenőrzés és szabályozás a szennyvíztisztításban. Pulai J. - Kárpáti Á	10
Szennyvízhőmérséklet és nitrifikáció kapcsolata eleveniszapos rendszereknél. Lakicsné Molnár E. - Sulák V. - Tózsér B. - - Kárpáti Á.	18
Nitrifikáció javításának a lehetőségei kommunális és ipari vegyes szennyvíz többlépcsős tisztításánál. Kárpáti Á. - Pulai J.	28
N-eltávolítás növelése kis KOI/TKN arányú szennyvíz tisztításánál Kárpáti Á.-Kiss J.– Balaskó L.	38
Eleveniszapos lépcső kiépítése csepegtetőtestek után a hazai és európai normák teljesítése érdekében. Pulai J.- Kovácsné Benkó Zs. - Rajhona J. - Kárpáti Á.	48
A szennyvíztisztítási igény változása magyarország kis és nagy tisztítónak az EU harmonizációja kapcsán. Pulai J – Egyed J – Kárpáti Á.	58
A szennyvíztisztítás környezetbarát lehetőségei ritkábban lakott térségekben. Kárpáti Á.	74
A hazai szennyvíztisztító kapacitás reális felmérésének problémái. Kárpáti Á.	84

5. füzet: Aerob szennyvíztisztítás vizsgálata, modellezése – anaerob szennyvíztisztító rendszerek - iszapkomposztálás – (Szerk. Kárpáti, Á.)

Eleveniszap-respiráció mérése és hasznosítása. Kárpáti Árpád	1
Aerob szennyvíztisztítási folyamatok modellezése Domokos Endre – Kovács Károly	14
CSTR reaktorok és kontakt eljárások ipari szennyvizek anaerob kezelésére. Jakab, J., Németh, J., Sebő G.: Kroiss, H – Svardal, K. CST reactors and Contact Processes in Industrial Wastewater Treatment (In: Biotechnology 2 nd Ed. V. 11a, Wiley, 1999, 479-492) alapján	35
Anaerob iszapágyas (ASB) szennyvíztisztítás lehetőségei és távlatai. Jakab, J., Németh, J. Sebő G.: G. Lettinga, G –Hulshoff Pol L. W.- Van Lier, J. B. – Zeeman, G. Possibilities and Potential of Anaerobic Wastewater Treatment Using Anaerobic Sludge Bed (ASB) Reactors (In: Biotechnology 2 nd Ed. V. 11a, Wiley, 1999, 517-527) alapján	51
A szennyvíziszap komposztálásának lehetősége és nyílt rendszerű kialakítása. Horváthné Király Veronika – Kiss Zsuzsanna – Kárpáti Árpád	60
A szennyvíztisztító – iszapkezelő együttes jövője. Kárpáti Árpád	86

6. füzet: Szennyvíziszap rothasztás és komposztálás - (Szerk. Kárpáti, Á.)

Anaerob szennyvíziszap rothasztás (Kivonat) Vesilind,P.A. - Spinosa,L. (1 fejezet - p. 3-18) és Dohányos,M. - Zábranská,J (2-5 fejezetek – p. 223-241). In Vesilind,P.A. - Spinosa,L. Sludge into Biosolids. IWA Publishing 2001. (alapján)	1
Komposztálás. Kárpáti Árpád	19

7. füzet: A szennyvíztisztítás általános minőségbiztosítása és a gyökérteretes szennyvíztisztítás - (Szerk. Kárpáti, Á.)

A szennyvíztisztítás minőségbiztosítása, környezetvédelmi önértékelése. Kárpáti Árpád	1
A szennyvíztisztítás követelményei és a tisztítótelep típusválasztási lehetőségei Magyarországon. Kárpáti Árpád	9
Az eleveniszapos szennyvíztisztítás részműveletei, méretezésük és kiépítésük. Kárpáti Árpád	22
A szennyvíztisztítás beruházási és üzemeltetési költségei. Domokos Endre - Kárpáti Árpád	34
Gyökérzónás szennyvíztisztítás és tervezése. Pásztor István	39

8. füzet: A szennyvíz-gyűjtés, tisztítás és iszapkezelés általános problémái (Szerk. Kárpáti, Á.)

Csatornaszag megszüntetése a szennyvíz gyűjtésénél. Somodi, F. – Radács, A. – Kárpáti, Á.	1
Szagok és keletkezésük a közcsatornákban. Somodi, F. – Radács, A. – Kárpáti, Á.	7
A szennyvizek szerves anyagai és szervesetlen növényi tápanyagai újrahasznosításának lehetőségei. Kárpáti Árpád	31
SHARON és Annamox eljárások - várható hatásuk a szennyvíztisztításban. Kárpáti Árpád	41
Komposztálás és célszerűsége különböző alapanyagokkal. Kárpáti Árpád	56
A humusz keletkezése, stabilitása és hasznosulása. Kárpáti Árpád	65
Szennyvíziszap szárítása napenergia segítségével. Kárpáti Árpád	77
Izapstabilizáció a különböző szennyvíziszap kezeléseknél. Sebő Gabriella	86

9. füzet: A felhasznált víz és szennyezőinek hatása a szennyvíztisztítás lehetőségeire távlataira. - (Szerk. Kárpáti, Á.)

Ivóvíz ellátás és szennyvíztisztítás. Kárpáti, Á.	1
Ivóvizek kalcium tartalmának és foszforszennyezésnek kapcsolata. Kárpáti, Á.	9
2000 LE-nél kisebb telepek szennyvíztisztítási technológiái. Kárpáti, Á.	15
A szennyvíztisztítás költségmegoszlása. Kárpáti, Á. - Pásztor, I – Pulai, J.	33
Nitrogéneltávolítás jelenlegi és távlati lehetőségei a szennyvíztisztításban. Kárpáti, Á. - Pásztor, I. – Pulai, J.	46
A nitrogénterhelés hatása a húsipari szennyvizek tisztításánál. Kárpáti, Á.	57
Foszforeltávolítás lehetősége és távlatai a szennyvíztisztításnál. Pásztor, I. ¹ et al.	69
Szennyvíziszap termelése és hasznosításának lehetőségei. Kárpáti, Á. – Thury, P.	82

10. füzet: Szennyvíztisztítás hazai tapasztalatai, s a szennyvíziszap kezelés, hasznosítás lehetőségei. (Szerk. Kárpáti, Á.)

Kis kapacitású eleveniszapos szennyvíztisztítók általános tervezési, üzemeltetési és ellenőrzésük problémái. Kárpáti Árpád	1
Különböző méretű és tápanyag eltávolítást biztosító, térben és időben ciklikus levegőztetésű, egy iszapkörös hazai szennyvíztisztítók hatásfokának összehasonlító ellenőrzése. Kárpáti Árpád	36
Hazai adatok, ismeretek a kétlépcsős eleveniszapos szennyvíztisztításról. Pulai Judit – Kárpáti Árpád	48
Eleveniszap bioindikátorai. Pásztor István – Szentgyörgyi Henryka	56
A Nap energiájával történő iszapszárítás tapasztalatai Veszprémben. Radács Attila – Horváth András – Thury Péter - Kárpáti Árpád	63
Iszap stabilizálás és elhelyezés lehetőségei kis települések szennyvíztisztításánál. Kárpáti Árpád – Taxner György	69
Szennyvíziszap hasznosítás és áttételes hatásai. Kárpáti Árpád – Juhász Endre	76

11. füzet: Szennyvíztisztítás fejlesztésének, szimulációjának, ellenőrzésének újabb eredményei. (Szerk. Kárpáti, Á.)

A szennyvíztisztítás kulcskérdései és főbb fejlődési irányai. Kárpáti Árpád	1
Lakóházak, házcsoportok szennyvíztisztításának lehetőségei, problémái Kárpáti Árpád	12
Autotróf nitrogéneltávolítás lehetőségei az iszaprothasztás vizéből, valamint a szennyvíztisztítás főáramából. Thury Péter – Kárpáti Árpád	21
Újfajta N-eltávolítási eljárások a szennyvíztisztításban. Thury Péter – Kárpáti Árpád	34
Nitrogén eltávolítás a kétlépcsős szennyvíztisztításban. Thury P, Fodor M., Kárpáti Á	43
Az eleveniszapos szennyvíztisztítás szimulációs vizsgálatának metodikája, alkalmazás a tervezési-üzemeltetési gyakorlatban. Domokos Endre	49
Ultrahanggal történő iszapkezelés és hatásai a szennyvíztisztításban (Iszapmaradék csökkentés, rothasztókapacitás növelés és iszapstabilizáció). Németh Zsolt, Kárpáti Árpád	62
Etilén-glikol hulladék regenerálási és biológiai feldolgozási lehetőségének tapasztalatai. Laczó Krisztina - Kárpáti Árpád	70

Toxicitás és BOI monitoring rögzített filmes bioreaktorral. Pásztor István- Müllerné Erika. – Surányi Pál. - Kárpáti Árpád 78

Mikrobiotesztek alkalmazása szennyvizek toxicitásának minősítése során. Kováts Nóra – Szalay Tímea – Kárpáti Árpád 86

12. füzet: Általános információk a környezetvédelemről, ismeretek a szennyvíztisztítás fejlesztéséről. (Szerk. Kárpáti, Á.)

A környezetvédők felelősségéről. Mosonyi Emil 1

Környezetünk állapotáról. Gilyén Elemér 6

Anyagaink földi körforgása -hatása az életre, emberre. Kárpáti Árpád 10

Vízgazdálkodási kérdések. Reich Gyula 18

A csatornahálózat, szennyvíztisztítás és a befogadó kapcsolata. Dulovics Dezső 22

Szennyvízbírság és a tisztított szennyvíz környezetterhelési díjának számítása I. Pulai Judit 31

Starnbergi szennyvíztisztító telep magyar szemmel. Lázár László, H.J.K. 35

Műveleti egységek, típusberendezések felhasználása, üzemeltetése, szabályozása az eleveniszapos szennyvíztisztításnál. Kárpáti Árpád 42

On-line műszerek alkalmazása a szennyvíztisztítás folyamatainak ellenőrzésénél. Pulai Judit 51

Szakaszos levegőztetésű eleveniszapos szennyvíztisztítók optimális levegőztetése. Holenda Balázs, Pásztor István 73

A nitrogén eltávolítás lehetséges útjai a modern szennyvíztisztításban. Thury Péter 81

Szennyvíziszap víztelenítése egy gyártó termékeivel. Németh Nóra 88

13. füzet: Szennyvíztisztítás, iszaphasznosítás újabb ismeretei, fejlesztési irányai.
(Szerk. Kárpáti, Á.)

Lakossági szennyvíztisztítása - anyag, energia, költség. Kárpáti Árpád	1
A szennyvíztisztítás biokinetikai problémái a gyakorlatban. Kárpáti Árpád - Hajós Gábor	9
Oxigénhiány okozta problémák a szennyvíz gyűjtése és kezelése során. Kárpáti Árpád	18
Fajlagos iszaphozam alakulása nagyterhelésű kétlépcsős rendszerekben. Thury Péter – Pulai Judit – Szentgyörgyi László - Molnár Ferenc-Oláh József - Palkó György - Kárpáti Árpád	25
Nitrifikáló, utónitrifikáló egységek szezonális teljesítménye. Thury Péter - Pulai Judit – - Schmalcz Béláné - Szentgyörgyi László – Molnár Ferenc - Kárpáti Árpád	34
Csatornázás és a záporvizek hatása a kétlépcsős eleveniszapos szennyvíztisztításnál. Thury Péter - Kárpáti Árpád - Rédey Ákos – Szentgyörgyi László - Molnár Ferenc	45
Nitrogéneltávolítás granulált eleveniszapos rendszerekben. Scheffer Renáta – Thury Péter – Kárpáti Árpád	50
Lehetőségek a szennyvíztisztítás szimulációja terén. Domokos E – Utasi A – Rédey Á	59
A szennyvíztisztítás szimulációja és hasznosítása a hazai gyakorlatban. Pásztor István – Kárpáti Árpád - Holenda Balázs	67
A szennyvíziszap-égetés gyakorlati megvalósítása. Pulger Veronika – Peszmege Gergely – Kárpáti Árpád	78
Alternatív ökotoxikológiai tesztek cianobakteriális toxicitás meghatározására. Kováts Nóra – Ács András - Kovács Tünde - Lugosi Szilveszter – Maha Refaey -Paulovits Gábor	88

14. füzet: Szennyvíztisztítás, hasznosítás újabb ismeretei. (Szerk. Kárpáti, Á.)

Lakossági szennyvizekbe kerülő hulladékaink kivonása, feldolgozása, hasznosítása. Kárpáti Árpád	1
Szennyvíztisztító üzemek beruházási és üzemeltetési költségeinek optimalizálása. Kárpáti Árpád – Thury Péter	9
Lakossági szennyvizek energia és növényi-tápanyag tartalmának hasznosítása. Kárpáti Árpád – Thury Péter	18
Oxigénigény biztosíthatósága nagyterhelésű szennyvíztisztító rendszerekben. Kárpáti Árpád	26
Membrán-Bio-Reaktoros szennyvíztisztítás alkalmazása időszakos vízfolyásnál, érzékeny területen - Budajenői MBR szennyvíztisztító telep üzemi tapasztalatai. Serény József - Gyürky Borbála	34
Két iszapkörös szennyvíztisztító kiépítése és üzemeltetési tapasztalatai Gyulán. Bálint Emese - Fazekas Bence - Szentgyörgyi Eszter– Kneifel Ferenc- Virányi István- Kárpáti Á.	44
ICEAS rendszerű szennyvíztisztító és üzemeltetési tapasztalatai. Medgyesi Pál – Goldea Tamás -Taxner György -Bálint Emese –Szentgyörgyi Eszter – Kárpáti Árpád	52
100 ezer LE feletti kapacitású hazai szennyvíztelep problémái az EU határértékek kielégítésében. Pitás Viktória – Thury Péter – Kárpáti Árpád	61
Téli nitrifikáció tapasztalatai néhány Balaton környéki szennyvíztelepen. Szentgyörgyi Eszter – Thury Péter – Lentár József	69
Zeolit adagolás hatása az eleveniszapos szennyvíztisztításra, különös tekintettel a vízminőségi kérdésekre és a mikroorganizmus populációra. Komárominé Kucsák Mónika - Bardóczyné Székely Emőke	78
Eleveniszapos szennyvíztisztítás hatásfokának javítása új típusú, adszorbáló, ioncserélő rögzítőfelületre történő biofilm beépítéssel - hibrid rendszerként - . Pascik Imre, BIOCONSULTING, Leverkusen.	86
Szennyvíziszap termikus hasznosítása és áttételes hatásai. Pulger Veronika – Peszmeg Gergely, Pannon Egyetem, Veszprém	95

15. füzet: A korszerű szennyvízkezelési technológiák tervezése, üzemeltetése -Hazai és ausztriai tapasztalatok (Szerk. Kárpáti, Á.)

Bevezetés. Kárpáti Árpád	3
A biofilmes szennyvíztisztítási technológiák létjogosultsága a modern szennyvíztisztításban. Szentgyörgyi Eszter – Pitás Viktória – Kárpáti Árpád	5
Koncentrált lakossági szennyvizek denitrifikációs problémái a kibocsátási határértékek teljesítésében. Pitás Viktória – Thury Péter – Fazekas Bence	13
Téli nitrifikáció a balatonfüredi és révfülöpi szennyvíztelepen. Szentgyörgyi Eszter – Thury P.	21
Hédervári regionális szennyvíztisztító tervezési, létesítési és üzemeltetési tapasztalatai. Peszme Gergely– Pulger Veronika – Tamás Zoltán – Kárpáti Árpád	30
A pápai szennyvíztisztító telep üzemeltetési tapasztalatai. Vajda Balázs – Baki Csaba – Kárpáti Árpád	34
Az oroslányi szennyvíz MBR típusú tisztítása. Opsusza Rita – Serényi József – Huszár Anett – Dr. Kárpáti Árpád	44
A gyöngyösi szennyvíztisztító rekonstrukciója és hatása a befogadó vízminőségére. Kovácsné Benkó Zsuzsa	50
Két iszapkörös szennyvíztisztító üzemeltetési tapasztalatai Gyulán. Fazekas Bence – Pitás Viktória – Kneifel Ferenc – Virányi István	58
Az écsi regionális szennyvíztisztító telep intenzifikálása. Spissich Ákos	65
Természetes eredetű adalékanyagok alkalmazási lehetőségei a szennyvíztisztításban. Pitás Viktória – Fazekas Bence – Kárpáti Árpád	86
Unique N-removal in the wastewater treatment. I. Pasztor – P. Thury – J. Pulai	92
COD fractions of municipal wastewater. I. Pasztor – P. Thury – J. Pulai	101
Lakossági szennyvizekbe kerülő hulladékok kivonása, feldolgozása, hasznosítása. Kárpáti Á.	112
Tartalomjegyzék	120

16. füzet: Esettanulmányok a szennyvíztisztítás tervezés üzemeltetése kapcsán (Szerk. Kárpáti Árpád)

Debrecen szennyvíztisztításának szimulációs vizsgálata. Somogyi Viola, Domokos Endre, Yuzhakova Tatiana, Rédey Ákos	1
Izapduzzadás megakadályozása a csemegekukorica feldolgozás időszakában a Debreceni Szennyvíztisztító Telepen. Ditrói János, Pandur József, Thury Péter	12
Fonális mikroorganizmusok szaporodása és az É - Budapesti szennyvíztelep üzemi paramétereinek közötti kapcsolat vizsgálata. Oláh József – Román Pál – Kozák Teresa – Rása Gábor	21
A fonális baktériumok visszaszorítása az eleveniszapos tisztításban. Horváth G - Oláh J.	38
A fonális baktériumok okozta üzemeltetési problémák. Román Pál	51
A biológiai tisztítás hatékonyságának növelése a kecskeméti szennyvíztisztító telepen. Boda János – Patziger Miklós	59
Szennyvíztisztítás energiaigényének csökkentése az iszaprothasztás csurgalékvízének szeparált - DEMON – deammonifikációjával. B.Wett és M. Hell (University of Innsbruck)	73
A szennyvíztisztítás költséghatékonyságának maximalizálása. Pulger V. – Peszmege G.	83
Anaerob iszaprothasztás intenzifikálása ultrahanggal. Négy év üzemi tapasztalat a Bambergi tisztítóműben. Dr. Németh Zsolt, Dr. Kárpáti Árpád	89
Tartalomjegyzék	100

17. füzet: Biofilmes rendszerek terjedése és energiaoptimalizálás a szennyvíztisztításban. (Szerk. Kárpáti Árpád)

Hagyományos eleveniszapos rendszerek szabályozása. Pitás Viktória – Reich Károly – Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem	1
Biofilm hordozó hatása biofilmes/hibrid reaktorok működésére. Pitás Viktória, Németh Gergely, Reich Károly, Fazekas Bence	10
Eleveniszapos szennyvíztisztítás hatásfokának javítása új típusú, adszorbáló, rögzítőfelületre történő biofilm beépítéssel - hibrid rendszerként. Imre Pascik, Kárpáti Árpád	19
A szennyvíztisztítás fejlődése napjainkban újabb módszerei, problémái. Kárpáti Árpád	28
Izaphozam csökkentés az eleveniszapos szennyvíztisztításban. Pitás Viktória – Fazekas Bence – Kárpáti Árpád	39
Lakossági szennyvíziszap hasznosítási lehetőségei. Pitás Viktória – Reich Károly - Kárpáti Árpád	58
Víz – szennyvíz mint energiaigény és megújuló energiaforrás. Bányai Zsuzsanna - Pitás Viktória - Reich Károly - Kárpáti Árpád	66
Energiahatékonyság a szennyvíztisztításnál. Bányai Zsuzsanna, Thury Péter, Kárpáti Árpád	74
Régi-új nitrogén-átalakítás technológizálása napjaink szennyvíztisztításában. Fazekas Bence – Thury Péter - Kárpáti Árpád	81
A rothasztott szennyvíziszap nehézfém-tartalmának csökkentési lehetősége. Németh Gergely, Reich Károly, Fazekas Bence, Pitás Viktória, Kárpát Árpád	90
Tartalomjegyzék	97

18. füzet: Technológiai és üzemeltetési optimalizáció – I (Szerk. Kárpáti Árpád)

A Föld felszíne megszilárdulásának, lassú kihülésének következményei valamint az azt követő ciklikus hőmérsékletingadozás és hatásai. Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem	1
A foszforeltávolítás stabilizálása az iszaphozam minimalizálása mellett a biológiai szennyvíztisztításban. Kárpáti Árpád, Pannon Egyetem, Környezetmérnöki Intézet	6
Alternatíva a tápanyagok visszaforgatására szennyvizekből – struvitként történő kicsapatás. Valentíni Nóra – Kavicki Ágnes, Pannon Egyetem,	17
Energetikai optimalizáció a szennyvíztisztításban (esettanulmányok). Thury Péter - Fazekas Bence, Pannon Egyetem	24
SBR technológiájú szennyvíztisztító telepek dinamikus szimulációja, tervezése és üzemeltetési tapasztalatai. Pásztor István - Sulyok István, Kristály Kft.	31
SBR szennyvíztisztító üzemeltetési tapasztalatai a dunai finomítóban. <u>Somogyiné Bencsik Mariann</u> , Pletyák Dávid, Keresztényi István, MOL	41
Az eleveniszapos tér mikroba összetétele és fizikai-kémiai, biokémiai, mikrobiológiai valamint hidraulikai paramétereinek közötti kapcsolat hatása a szennyvíztisztítás üzemeltetési költségére. Pandur József, Investchem Kft.	49
Biológiai szennyvíztisztító energiafelhasználásának csökkentése, tápanyag eltávolításának javítása. Ditrói János, Debreceni Vízmű Zrt.	57
Az Észak-pesti Szennyvíztisztító Telep energiaellátása gázmotor-generátorokkal. Román Pál, FCSM	65
Üzemeltetési tapasztalatok a hazai szennyvíziszapok anaerob rothasztásánál. Thury Péter - Kárpáti Árpád– Reich Károly – Pitás Viktória, Pannon Egyetem	71
Csurgalékvíz ammónium tartalmának hatékony csökkentése deammonifikációs (DEMON) eljárással. Szerdahelyi Noémi – Gyárfás Tamás, UTB Envirotec Kft.	78
A biológiai és a kémiai szennyvíztisztítás szimbiózisa. Licskó István – Szabó Anita – Melicz Zoltán - László Balázs, BME	84
Tartalomjegyzék	99

19. füzet: Technológiai és üzemeltetési optimalizáció – II (Szerk. Kárpáti Árpád)

A nitrifikáció/denitrifikáció tervezése rögzített filmes reaktorokban. Fordította: +Vagner Gabriella (Dorias, B. – Hauber, G. – Baumann, P. „Design of Nitrification / Denitrification Experience in Fixed Growth Reactors” in Wastewater Treatment” . (Rehm, H. J. and Reed G.: Biotechnology, V. 11a. p. 337-348) című cikke alapján	1
BOI és toxicitás mérése STIP monitorral. Pulai Judit – Kárpáti Árpád – Zsilák Zoltán	16
Toxikitek alkalmazása az ökotoxikológiai gyakorlatban. Kováts Nóra – Szalai Tímea	24
Tisztítási hatások, iszaphozamok és energia visszaforgatás alakulása a veszprémi és a szombathelyi szennyvíztisztítónál iszaptérfogat bővítése nélkül. Horváth András, Kiss Gábor, Fazekas Bence Kárpáti Árpád	28
Tisztítási hatások, iszaphozamok és energia visszaforgatás alakulása a zalaegerszegi és a debreceni szennyvíztisztító bővítése eredményeként. Böcskei Zsolt, Ditrói János, Fazekas Bence, Kárpáti Árpád	39
A szerves szennyezőanyag energetikai hasznosítása a szennyvíz tisztításában. Bányai Zsuzsanna - Pitás Viktória - Reich Károly - Kárpáti Árpád, PE	52
Napenergiával történő rothasztott iszap szárítás levegőszennyezése és levegőtisztítása. Radács Attila - Volf Balázs – Gulyás Gábor - Kárpáti Árpád	60
Energiahasznosítás élelmiszeripari szennyvizekből. Kárpáti Árpád - Pitás Viktória - Reich Károly, Pannon Egyetem	70
Szennyvíziszap mezőgazdasági hasznosításának részletkérdései a DTH területén (esettanulmány). Bardóczyné, Székely Emőke SZIE, Gödöllő	81
Segédlet a szennyvíziszapok víztelenítést követő mezőgazdasági felhasználását megalapozó számításokhoz. Bardóczy Lajos, Ligetvári Ferenc, Bné Székely Emőke, SZIE, Gödöllő	87
Tartalomjegyzék	101

20. füzet: Technológiai fejlesztések és a fenntarthatóság I (Szerk. Kárpáti Árpád)

Aradi vízátfvezetés, ivóvízminőség-javítás. Seben Pál László* Békés Megyei Vízművek Zrt	1
Veszprém megye forrásvizei. Jamniczky Rozália, Veszprémi Egyetem	8
Előülepítő medencék áramlási és leválasztási folyamatainak helyszíni mérése. Kiss Katalin ¹ , Dr. Patziger Miklós ² , Dr. Józsa János ³ 1 – Szent István Egyetem, Ybl Miklós Építéstudományi Kar, 2 – Mélyépterv Komplex Zrt., 3 – Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem	15
Az észak-pesti szennyvíztisztító telep tápanyag eltávolítási fokozatának próbaüzemi tapasztalatai. Gajzer Csilla, Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.	29
Anoxikus terekben lejátszódó folyamatok modellezése NUR teszttel. Kassai Zsófia, Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.	36
Az észak-pesti szennyvíztisztító telep tápanyag-eltávolítási fokozatának próbaüzemi tapasztalatai, különös tekintettel a denitrifikációra. Kassai Zsófia, Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.	43
Anaerob rothasztók üzemének ellenőrzése biokémiai paraméterek alapján. Román Pál, Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.	52
A tisztítás hatékonyságának növelése a dunakeszi szennyvíztisztító telepen. Boda János ¹ – Patziger Miklós ¹ – Pécsi Kálmán ² 1 – MÉLYÉPTERV Komplex Zrt., 2 – DMRV Zrt.	62
Tiszta oxigén adagolás és szabályozása a szennyvíztisztításban. Fazekas Bence - Kárpáti Árpád – Reich Károly, Pannon Egyetem, Veszprém	75
A gépi iszapkezelés lehetőségei és az ehhez kapcsolódó tapasztalatok. Németh Nóra, Alfa Laval Kft.	82
Tartalomjegyzék	91