

Eleveniszapos szennyvíztisztítási technológiák és szabályozás igényük fejlődése

Pulai Judit - Kárpáti Árpád

Veszprémi Egyetem
Környezetmérnöki és Kémiai Technológia Tanszék

Bevezetés

A szennyvíztisztítás a humán infrastruktúra elengedhetetlenül szükséges része, melyet az emberi élet minőségbiztosítása első helyen kiemelt ágazatának, a közegészség biztosításának az igénye hozott létre. Fő célja, hogy az emberiség káros vízszennyezése ellen védje ivóvíz bázisainkat, melyek egyrészt a felszín alatti víztartalékaink, másrészt az egyre szélesebb körben nyersvízforrásainkat jelentő élővizeink. Ezeknek a vízkészleteknek egyébként a Föld fejlődésének legutolsó néhány tíz évmilliója során olyan egészséges, dinamikus egyensúly alakult ki, amely lehetővé tette az emberiség utóbbi néhány ezer év során bekövetkezett robbanásszerű fejlődését. A fejlődés természetes velejárója ugyan a korábbi egyensúly lassú eltolódása, napjainkban azonban sok térségben annak ugrásszerű változása, megbomlása figyelhető meg. Kérdés, hogy milyen stádiumban és hogyan sikerül az emberi tevékenység környezetével kialakult egyensúlyát stabilizálni.

A folyamatosan szaporodott lakosság folyékony és fél-folyékony hulladékainak feldolgozását, ártalmatlanítását az utóbbi évszázadokig az akkori életvitelnek megfelelően a talaj viszonylagosan nagy biológiai kapacitása biztosította. A nagyobb lakóközösségek, települések, túlnépesedett városok kialakulása eredményeként a hulladékok befogadóiá egyre inkább a felszíni vizek váltak. Ezek mikroorganizmus koncentrációja lényegesen kisebb lévén, térfogati fajlagos hulladék feldolgozó kapacitásuk is kisebb. Sajátos korlátozó tényező az utóbbi rendszerben a fázishatáron az oxigén diffúzió sebessége is. A szennyvíztisztítás intenzifikálása ezért a folyadéktérben lévő mikroorganizmusok koncentrációjának növelését (iszaprecirkuláció) és oxigén ellátásuk megfelelő biztosítását (levegőztetés) igényelte. A tisztítás „szabályozás igénye” a kezdeti kiépítettségnél mindössze a levegőztető medence iszapkoncentrációjának a jól ülepíthető tartományban történő tartása, és a folyamatos levegőellátás biztosítása volt.

Ezzel a megoldással azonban az emberiség századunk első évtizedeiben csupán a szerves tápanyag maradványok (baktérium tápanyag) széndioxiddá és elhalt sejtanyagává történő alakítását, és vizes fázisból történő elkülönítését biztosíthatta. A nitrogén-, és foszforvegyületek többsége oldott formában a tisztított elfolyó vízbe került. A keletkező iszap (fölsziszap) századunk első felében megfelelő stabilizálás, esetleg komposztálás után a termőtalajok tápanyagainak utánpótlására került döntően felhasználásra, bár elég jelentős hányaduk került a lakossági és egyéb szilárd hulladéklerakókba is.

A kommunális szennyvizek teljes tápanyag-eltávolításának kialakítása

Az utóbbi évtizedek problémái egyértelművé tették, hogy a kommunális szennyvizek szerves szennyezettségének és szerves tápanyagainak (KOI, BOI, TKN, P) az eltávolítása egyetlen levegőztetett medencében, illetőleg levegőztető és iszap ülepítő medence kombinációjával nem lehetséges. A szerves tápanyagok, az ammónium, nitrát és foszfát döntő részének eltávolítása ugyanakkor ma már legtöbb helyen szükséges a befogadók védelme, eutrofizálódásának elkerülését érdekében. Ezt biztosította a negyvenes évektől a nitrifikáció, a hatvanas évektől a denitrifikáció, majd a nyolcvanas évektől a biológiai többletfoszfor eltávolítás kifejlesztése és kiépítése a szennyvíztisztító telepeken (Kárpáti Á. és Monozlay E., 1995, Kárpáti Á. és Rókus T., 1995).

A kommunális szennyvizek átlagos szerves szén/nitrogén/foszfor (C:N:P, vagy KOI:TKN:ΣP) aránya olyan, hogy a heterotróf mikroorganizmusok az aerob tisztítás során azok nitrogén és foszfor tartalmának csak a negyedét – harmadát tudják beépíteni a keletkező fölösiszapba. A többlet szerves tápanyagok eltávolítását kémiai kicsapatással, vagy más, speciálisabb mikroorganizmus fajok tevékenységének hasznosításával kell biztosítani. A foszfor esetében a vegyszeres kicsapatás nem is nagyon drága, de jelentősen (20 – 40 %) növeli az iszaphozamot. Ez annak elhelyezése, vegyszer-szennyezettsége miatt kellemetlen. Az ammónium kicsapatása a jelenleg ismert megoldással ($MgNH_4PO_4$ - MAP, vagy struvit) annyira drága, hogy a gyakorlat szempontjából nem jöhet szóba. Ezért is terjedtek el a gyakorlatban már az elmúlt évtizedekben a nitrogén és foszfor eltávolítás biológiai megoldásai.

A tisztítás során az ammónia oxidációját autotróf mikroorganizmusok végzik, majd a nitrát redukciója ismételtelen a szerves szénet hasznosító heterotróf fajokkal történik. Az autotrófok kisebb szaporodási sebessége miatt nagy tartózkodási idejű, iszapkorú rendszerek kiépítése vált szükségessé. A denitrifikáló tápanyag érzékenysége (NO_3^- - redukció sebességének függése a szerves tápanyag biológiai bonthatóságától) ugyanakkor elengedhetlenné tette, hogy a denitrifikáció a rendszer elején a gyorsabban bontható tápanyagban dús, friss szennyvízzel történjen. Ehhez az iszap recirkulációján túl belső recirkuláció kiépítése és nagy folyadékmennyiség mozgatása vált szükségessé (Kárpáti Á., 1998a). A kommunális szennyvizek viszonylag nagy KOI : TKN aránya ugyanakkor kellően hatékony denitrifikációt tesz lehetővé a tisztítás során.

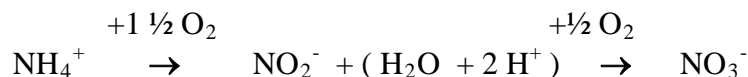
A biológiai többletfoszfor eltávolításnál a specifikus foszfor akkumulációra képes szervezetek még különlegesebb tápanyagigénye (acetát, vagy kis molekulatömegű illó savak) teszi elengedhetlenné, hogy az anaerob reaktorszakasz legyen a tisztító sor elején. A három szakasz térbeli kialakítása, sorba kötése, netán egy reaktorban, időben történő ciklizálása igen sokféle üzemi technológiai megvalósítást eredményezett az utóbbi évtizedek során. Üzemeltetésük optimalizálásának alapelvei általánosíthatók, a gyakorlati megvalósítás azonban a szabályozásnál is típusonként eltérő megoldásokat eredményezett.

Általánosítható megfigyelés, hogy ahogy a nyers szennyvizek KOI : TKN : Σ P aránya csökken, a teljes nitrogén- és foszforeltávolítás lehetőségei fokozatosan romlanak. A kommunális szennyvizek esetében éppen ezért bevált gyakorlat a tápanyagarány valamilyen, döntően szénhidrát hulladékkal történő javítása. Erre egyébként veszélytelen, jól bontható ipari hulladékok a legolcsóbb segédanyagok. Metanol, ecetsav adagolása nagyobb költsége miatt csakis célirányosan az anaerob, vagy anoxikus tér tápanyagellátásának javítására jöhet szóba. Lehetőség van ezen túl a rendszer levegőztetés és belső recirkuláció szabályozásával

történő optimalizálásra is. Az utóbbi a nitrifikáció gondosabb ellenőrzését, s annak megfelelően a mindenkori levegőztetés ammónium koncentrációval is szabályozott beállítását (set point) jelenti.

Nitrifikáció

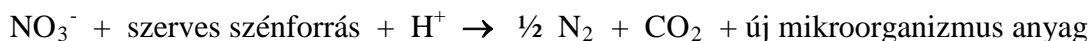
A nitrifikáció két lépcsőben történik. Előbb az ammóniumból nitritt, majd abból nitrát keletkezik. Az egyes oxidációs lépéseket különböző mikroorganizmus fajok biztosítják. Az első lépcsőben a Nitrosomonas fajok minden mól ammónium oxidációjakor 2 mól savat termelnek. A fajlagos oxigénigény ennél a lépcsőnél 48/14 mg O₂ / mg NH₄-N. A második lépcsőben a Nitrobacter fajok fajlagosan sokkal kevesebb oxigént (16/14 mg O₂ / mg NH₄-N) használnak fel az oxidációhoz, miközben már nem keletkezik további savmennyiség sem.



Az autotrófok igen érzékenyek a hőmérsékletre és az oxigénellátottságra. Ezen túl adott koncentrációik felett a pH függvényében szabad ammóniaként jelenlevő alapanyag és a salétromossavként jelenlevő közti termék is leállíthatja szaporodásukat. Közülük is a nitrit oxidációját biztosító Nitrobacter fajok érzékenyebbek az inhibítorok jelenlétére, ami ugyanakkor az oxidáció ilyen stádiumnál történő leállítását lehetségessé teszi. Speciális szennyvizek esetében éppen ez napjainkban a technológiai fejlesztés, szabályozás egyik fő iránya. A klasszikus megoldásoknál azonban ezeknek a komponenseknek a mérgező hatását minimalizálni kell, ezért a rendszerben a kémhatást közel semleges értéken kell tartani.

Denitrifikáció

A nitrát oxigénmentes környezetben nitrogénné történő redukálására (denitrifikáció) a szerves szén oxidációját is végző heterotróf mikroorganizmusok nagyobb része képes. Ennél a folyamatnál a korábban nitrogén oxidációra elhasznált oxigén egy részének (5/8 részének) újrafelhasználására kerül sor. A redukció során a nitrifikációnál keletkezett sav fele is felhasználásra kerül, így a nitrifikáló / denitrifikáló rendszer savasodása kisebb mértékű, mint a csak nitrifikációt végzőé. Teljes denitrifikáció esetén éppen a fele.



A kommunális szennyvizek puffer kapacitása eredetüktől függően valamelyest eltérő, de átlagosan 5 mekv/l körüli. Amíg a szennyvíz ammónium koncentrációja nem haladja meg ezt az értéket, a nitrifikáció / denitrifikáció nem igényel pH szabályozást. Ezt meghaladó értékeknél azonban a rendszer lesavanyodása a nitrifikációt akár teljesen leállíthatja.

Mint látható, a denitrifikáció során az oxigén újrahasznosításához a heterotróf mikroorganizmusok szerves tápanyagot (szénforrás) is igényelnek. Ennek mennyisége a redukció és a heterotrófok szaporodásának sztöchiometriájából számíthatóan minimálisan mintegy 4,3 – 5 mg KOI / mg NO₃-N. A denitrifikáció megfelelő sebességgel történő végbemeneteléhez azonban, mint már utaltunk rá, könnyen bontható tápanyag kell. Ezért a denitrifikáló reaktornak meg kell előznie a nitrifikáló egységet. Ellenkező esetben a nitrifikációval egy időben a könnyen bontható szerves tápanyag gyakorlatilag teljesen elfogy szerves tápanyag az oxigénnel történő átalakításánál, a ezért a denitrifikációhoz aránytalanul

nagy anoxikus reaktortérfogat szükséges, netán a teljes nitrát redukció azzal együtt sem biztosítható (Henze M, 1991).

Más megoldás lehet a ma már klasszikusnak tekinthető három reaktorszakaszból (anaerob – anoxikus – aerob) kiépülő teljes BOI és tápanyag eltávolító rendszerek negyedik egységgel történő kiegészítése (Kárpáti Á., 1998b). Ilyenkor az egyébként az elkülönítésre kerülő primer iszap (a szennyvíz lebegő anyagainak nagyobb része) előzetes anaerob hidrolízisével, savanyításával előállítható kis molekulatömegű illó savak biztosítják a tápanyagok arányának (acetát : $\text{NH}_4 - \text{N} : \text{P}$) kedvezőbbé tételét. A savtermelés miatt ilyen megoldásnál a tisztításra kerülő folyadékhoz eleve valamennyi semlegesítő szert kell adni, amelynél azután biztosítható, hogy maga a nitrifikáció / denitrifikáció ne igényeljen további pH szabályozást.

Más a helyzet azokban az esetekben, amikor kis szerves anyag, ugyanakkor nagy ammónium tartalmú szennyvizek nitrogén szennyezettségének a megszüntetése a feladat. Ilyenkor a nitrogéneltávolítás során a víz puffer kapacitásánál jóval nagyobb mennyiségben keletkezhet sav. Ezt semlegesíteni kell, egyébként a nitrifikáció igen hamar leáll. A rendszer lemergezése a savasabb kémhatásnál a keletkező nitrittel egyensúlyban levő salétromsav toxikus hatásának következménye. Az ilyen szennyvizek tisztításánál a pH szabályozása elengedhetetlen. Más kérdés, hogy az ilyen szennyvizeknél (KOI/TKN arány < 4) a denitrifikációhoz már nem áll rendelkezésre megfelelő mennyiségű szerves tápanyag (szerves szén), ami annak lelassulását, elégtelenségét eredményezi (Abeling U. és Seyfried C. F., 1992; Balmelle B. et al., 1992). A denitrifikációnál korábban ilyen esetekben is a külső tápanyag adagolása volt az elsődleges megoldás (Kárpáti Á., 1998b).

Az iszapelhelyezés korlátjai

A fenti technológiai fejlesztésekkel egyidejűleg nyilvánvalóvá vált azonban, hogy a modern mezőgazdasági termelés nem teszi lehetővé a nagy mennyiségben keletkező szennyvíziszap hatékony visszaforgatását a termőtalajokra. Egyrészt azok elszennyeződésének veszélye, másrészt a műtrágyák kedvezőbb ára és kihelyezési lehetősége volt az iszaphasznosítás visszaszorításának az oka. A tisztítás során ezért az iszaptól a fejlettebb országokban mindenütt meg akarnak szabadulni. Ennek lehetséges megoldása az iszap, vagy akár az eredeti szerves széntartalom metánná történő átalakítása. A kommunális, valamint a hígabb ipari szennyvizek esetében ugyan ez a megoldás ma még igen gazdaságtalannak tűnik, a koncentráltabb elfolyó vizek, különösen élelmiszeripari szennyvizek esetében járható út. A kommunális szennyvizek fölösiszapja koncentrált szerves szennyezőanyag tartalmának az anaerob feldolgozása, rothasztása egyébként évtizedek óta bevált gyakorlat.

Energia- és költségkímélés metanizációval

A metanizáció során a hulladékok szerves széntartalma a mikroorganizmusok tevékenységének eredményeként maximális (+4) és minimális (-4) oxidációs számú szénvegyületek elegzévé alakul. Ezek a CO_2 és a CH_4 . Az átalakításhoz minimális energia szükséges, azonban az csak a mezofil hőmérséklet tartományban (30-35 Celsius fok) játszódik le a gyakorlati hasznosítás szempontjából elfogadható sebességgel (Abeling U. és Seyfried C. F., 1992). A keletkező gáz energiatartalmának kihasználása a hulladék biomassza energia-tartalmának újrahasznosítását jelenti.

A szerves anyagok szén mellett jelenlevő foszfát tartalma a metanizáció során változatlan (orto-foszfát), nitrogén és kén tartalma redukált formában (NH_4^+ és S^{2-}) a vizes fázisban

marad. A szulfid vonatkozásában a kicsapítás azért is gyakorlat, mert az oldott szulfid, pontosabban a szabad kénhidrogén toxikus a metanizációt végző mikroorganizmusokra. Az eredeti nitrogén tartalon ugyanakkor ammóniumként, oldott, disszociált formában lesz jelen a vízben, így az ammónia toxicitása a gyakorlatban nem érvényesül. A foszfát nem okoz semmilyen káros hatást az átalakítás folyamatában sem oldott, sem lebegő állapotú csapadék formájában.

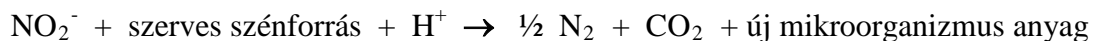
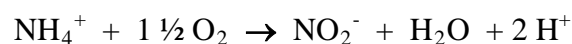
Az ammónium ennek megfelelően teljes mennyiségében, a foszfát pedig a kicsapásától függő mértékben az anaerob tisztítás elfolyó vízében jelentkeznek. Ugyanide kerül még egy viszonylag kisebb oldott szerves anyag hányad is. Az utóbbi egyébként az aerob tisztítást végző mikroorganizmusoknak jól hasznosítható, azokkal könnyen eltávolítható szennyezettséget jelent. Az anaerob tisztítók elfolyó vizeiben azonban az említettek miatt a kommunális szennyvizekéhez képest lényegesen kisebb a szerves C : NH₄-N arány. Ilyenkor hasonló problémát jelent azok nitrogén tartalmának teljes eltávolítása, mint azt a speciális ipari szennyvizek esetében tapasztalhattuk. Segédanyag hozzáadása nélkül gyakorlatilag alig megoldható.

Csökkentett energia és szerves tápanyag igényű nitrogén eltávolítás

A fejlesztés lehetséges irányai a probléma megoldására a nitrogén eltávolításhoz szükséges oxigén és szerves tápanyag mennyiségének csökkentése. A jelenlegi ismeretek szerint ez kétféleképpen lehetséges. Egyik megoldás a korábban is hasznosított autotróf / heterotróf mikroorganizmusok oxidációjának és redukációjának szabályozása, a másik a tisztán autotróf mikroorganizmusokkal történő nitrogén-eltávolítás.

Nitrogén eltávolítás nitrit redukációjával

Az első esetben a nitrogén oxidációja csak nitritig történhet. Ekkor az oxidációhoz szükséges oxigén, valamint a nitrit redukációjához szükséges szerves karbon igény is kisebb, mint a nitráton keresztül történő redukciónál. Az utóbbihoz képest 25 % oxigén és 60 % KOI megtakarítás érhető el.



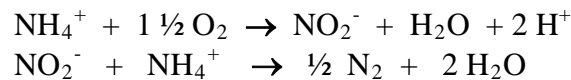
Sajnos az így tisztított vizek a határértékeket valamelyest meghaladó koncentrációban tartalmaznak ammóniumot és oxidált nitrogént, amiért is egy lényegesen kisebb utótisztítási lépcső ilyenkor elengedhetetlen az előírásoknak megfelelő teljes nitrogén eltávolításhoz. Ez a tisztítási megoldás azonban a klasszikushoz képest fokozott szabályozást igényel. A nitrogén eltávolításában döntő szerepet játszó első lépcsőben a pH-t 8,2 körüli értéken kell tartani, hogy a képződő nitrit ne oxidálódjon nitráttá. A nitrit redukációjára ugyanez a pH megfelelő. Az utótisztításnál ugyanakkor 7 – 7,3 közötti pH tartása szükséges a teljes nitrogén eltávolítás érdekében (Abeling U. and Seyfried C. F., 1993; Austerman-Haun U. és Seyfried C. F., 1992).

Az ilyen megoldásokat ma még elsődlegesen a kis KOI/TKN aránnyal rendelkező, anaerob előtisztításról elfolyó ipari szennyvizek esetében preferálják. A nagy ammónium koncentráció miatt az energia- és szerves tápanyag megtakarítás esetükben jelentős, s azzal együtt biztosíthatja a befogadó határértékeket a tisztítás. Kommunális szennyvíztisztítók anaerob rothasztójából kikerülő iszapvíznél az alkalmazása alig terjedhet el, mivel az ilyen telepeken

az iszapvizet a nyers szennyvízhez keverve annak ammónium koncentrációja nem növekszik olyan mértékben, ami a további tisztításnál a szükséges mértékű nitrifikációt / denitrifikációt a klasszikus úton (nitráton keresztül) megakadályozná. A kétlépcsős megoldás ezeknél a vizeknél lényegesen több beruházási, szabályozási, költséget igényelne, mint amennyi megtakarítás a levegőztetésnél jelentkezhet.

Nitrogén eltávolítás autotróf mikroorganizmusokkal történő nitrit redukcióval.

A másik ígéretes lehetőség a nitrogén gazdaságos és hatásos eltávolításra a fentiekben bemutatott kis KOI/TKN arányú és nagy ammónium tartalmú szennyvizeknél a nitrifikáció / denitrifikáció egyaránt autotróf mikroorganizmusokkal történő kivitelezése. Ez a megoldás mind az oxigén, mind a szerves tápanyag igény tekintetében a legkedvezőbb (Van de Graaf et al., 1995; Jetten et al., 1997; Hellinga et al., 1997). Az első lépcsőben csak az ammónium tartalom felét kell nitritté oxidálni, mivel a következő lépésben annak redukciója a többi ammónium elektron akceptorként történő hasznosításával történik.



Ez a megoldás azonban a korábban bemutatotthoz hasonlóan hagyományos befejező nitrifikációt / denitrifikációt igényel (Jetten et al., 1997). Az ebben az esetben is az igen kis mennyiségű, de határértéket meghaladó ammónium és oxidált nitrogén eltávolítására szükséges. Az utóbbi megoldás azonban jelenleg még csak nagylaboratóriumi méretekben került kiépítésre. Esetében a csak nitritig történő oxidációt nem a pH, hanem a nagyobb hőmérséklet Nitrobakter fajokra gyakorolt gátló hatása biztosítja.

Igen kényes szabályozási kérdés az első reaktorban a pH beállítása is. Ezt kommunális iszaprohasztók iszapvize esetében annak összetétele eleve biztosítja. Más szennyvizeknél további szabályozásigény is jelentkezik. Megfelelően nagy befolyó víz ammónium koncentráció esetén reaktor közvetlen átfolyású egységként is működtethető. Kisebb ammónium koncentrációnál bizonyára szükség lesz valamilyen rögzített filmes, elárasztott rendszer kiépítésére. Napjainkig csak a mezofil hőmérséklet tartományban vizsgálták az első lépcsőt, ahol a hőmérséklet biztosította a nitrit oxidáló Nitrobacter fajok kimosódását.

A második reaktor esetében ugyancsak fontos a megfelelő vízhőmérséklet. A biomassza szaporodása ennél a lépcsőnél még lassúbb, ezért laboratóriumban is csak a rögzített filmes, fluid-ágyas technika bizonyult megfelelőnek napjainkig. Különös jelentősége van ebben a lépcsőben a lebegő állapotú iszapréz visszatarthatásának is, ami speciális ülepítő zóna kialakításával oldható meg (Jetten et al., 1997; Hellinga et al., 1997).

Szabályozás igény

Mint a fentiekből látható, a kisebb szabályozás igényt a kommunális szennyvizek tisztítása igényli. Ezeknél napjainkban általánossá kezd válni a levegőztetés szabályozása. Ez azt jelenti, hogy megfelelő oxigén szondával mérik a medencében levő folyadék oldott oxigén-koncentrációját, és azt igyekeznek két határérték között tartani. Ezt a tartományt rendszerint 1,5 – 2,5 mg O₂ / l koncentrációk közéállítják be. Az alsó érték a nitrifikálók megfelelő sebességgel történő szaporodásához elengedhetetlen. A felsőt értéket ugyanakkor az oxigénátadás hatékonyságának javítására, s ezzel az energiafogyasztás minimalizálására amennyire csak lehet, igyekeznek csökkenteni. Olyan szennyvizek esetében, ahol

nitritifikációra nincs szükség, a medence oxigénszintjét jóval kisebb értéken lehet tartani (Kárpáti Á., 1998b).

A szabályozás következő lehetőségét azt követően kellett csak az ilyen rendszerekben alkalmazni, amikor nyilvánvalóvá vált, hogy a denitrifikációhoz a szerves tápanyag egyre kevesebb a kommunális szennyvizekben, s a heterotróf mikroorganizmusoknak az autotrófok nitritifikációjával párhuzamos történő szerves tápanyag fogyasztása is számottevő KOI, vagy BOI veszteséget jelent a denitrifikáció tápanyag igényével szemben. Mind a térben, mind az időben ciklikus eseményes rendszereknél jelentős lehet ezért az oxigénbevitel mindenkori ammónium koncentráció alapján történő szabályozása. Ha nincs ammónium a rendszerben, a bevitt oxigén kizárólag a szerves szén oxidációjára fordítódik, ami felesleges tápanyag pazarlás.

Az ammónium mérése azonban lényegesen bonyolultabb, mint az oldott oxigéné. A jelenleg gyártott ionszelektív elektródok csak megfelelő ionerősség beállításával tudják az ammónium koncentrációt kellő pontossággal mérni, amiért is a folyamatos monitoring csakis folyamatos vegyszeradagolással oldható meg. Ez azt jelenti, hogy a mérési technika a DO mérésénél összetettebb. Még bonyolultabb a monitoring kolorimertikus mérési elven történő kiépítése, hiszen annál a vegyszerek elkeveredése, a színkifejlet még több időt vesz igénybe, továbbá bonyolultabb berendezés kialakítást igényel. Mivel a fotometriás mérést a lebegő anyag zavarja, gondoskodni kell a minta mérés előtti szűréséről is. Az ilyen monitorok, illetőleg a velük kialakítható szabályozás költsége a DO szabályozás költségét jelentősen meghaladja (Pulai J. és Kárpáti Á., 1998). Talán ennek is tulajdonítható, hogy hazánkban még eddig egyetlen helyen sem került kiépítésre ilyen szabályozó rendszer.

A nitrát eltávolítását illetően elsődleges igény a denitrifikációhoz szükséges szerves tápanyag jelenléte. Azokban a rendszerekben, ahol a szerves tápanyag ellátottság szűkös, az előbb említett ammónia koncentrációval történő levegőztetés szabályozás önmagában is nagy előrelépés. Javíthatja ilyen rendszereknél a nitrát eltávolítását, ha a levegőztető medencében levő nitrát koncentrációnak megfelelően lehetőség van a belső recirkuláció szabályozására. Ha kicsi az ammónia és nitrát tartalom célszerű a belső recirkuláció csökkentése. Ez is energia megtakarítást jelent a tisztításnál. A nagy nitrát tartalom ugyanakkor szükségessé teszi a belső recirkuláció növelését, hogy a denitrifikációs hatásfokot annak megfelelően javíthassák (Kárpáti Á., 1998b). A levegőztető medence nitrát koncentrációjának ellenőrzése az ammóniuméhoz hasonlóan ionszelektív elektróddal, UV méréssel, vagy kolorimetriásan lehetséges (Pulai J. és Kárpáti Á., 1998). A költségigény ekkor is az ammónium mérési költségéhez hasonló nagyságrendben várható.

A foszfor, s azon belül is a biológiai többletfoszfor eltávolítását alapvetően a rendszer kiépítettsége, valamint a nyers szennyvízzel érkező acetát mennyisége határozza meg. Ha az acetát a szennyvízben kevesebb a szükségesnél, a nagyobb anaerob reaktor hányad ugyan valamelyest segíthet, de adott határon túl a vegyszeres foszfor kicsapatás elkerülhetetlen. A szabályozás tekintetében ezért lehet hasznos a levegőztető medencében kiépített o-foszfát monitoring, amellyel a mindenkori vegyszeradagolást szabályozni lehet.

Mivel azonban a kommunális szennyvíztisztító rendszereknél az iszaprecirkuláció és a belső recirkuláció a nyers szennyvíz okozta terhelési csúcsokat elég jól elsimítja, a nitrát és foszfát koncentráció alapján történő szabályozás esetén kellő hatékonyságú a napi átlagminták foszfortartalma alapján történő belső recirkuláció és vegyszeradagolás a határérték biztonságos tartásához. Ugyanez igaz a pH szabályozás tekintetében is, amennyiben arra

egyáltalán szükség van a viszonylag nagyobb befolyó víz ammónium koncentráció, vagy a helyi víz kis puffer-kapacitása miatt.

Az ammónium koncentrációval történő levegőztetés szabályozás mintegy 16 – 18 % levegőbevitel, levegőztetési költség megtakarítást jelenthet. Igen kérdéses, hogy az így megtakarítható üzemeltetési költség elfogadható időn belül megtérül-e egy kisebb üzem esetében. Nagyobb kapacitású tisztítók (> 100 ezer LE) esetében az ilyen szabályozás mindenképpen javasolható.

Ipari szennyvizeknél, vagy élelmiszeripari szennyvizek anaerob tisztításáról elfolyó szennyvizeknél a nitrifikáció / denitrifikáció szabályozása mindenképpen szükséges. A rendszerben a nitrogén eltávolítása során keletkező savat feltétlenül semlegesíteni kell, mert különben a nitrit felhalmozódása igen súlyos üzemeltetési zavarokhoz vezethet. A korábban bemutatott nitrítlen keresztül történő nitrogén eltávolítás mindegyike a pH szűk tartományban történő szabályozását igényli (Abeling U és Seyfried C. F., 1992, 1993). Ezen túl az utótisztítási lépcsőben is mindkét esetben elengedhetetlen a pH szabályozása (Abeling U. és Seyfried C. F., 1993; Jetten et al., 1997).

Az utóbbi megoldásoknál felvetődik a hőmérséklet, és oxigénbevitel szabályozásának igénye is. Anaerob tisztítók elfolyó vizeinél, ahol meleg, a metanizáció miatt szabályozott hőmérsékletű szennyvizek kezelése a feladat, nem biztos, hogy ki kell építeni külön hőmérséklet-szabályozást az utótisztítás első lépcsőjére. Ugyanitt azonban a pH szabályozás ellenőrzése az ammónia oxidáció érdekében szükséges. A nitrit redukció külön pH szabályozást ezt követően nem igényel. A hőmérséklet szabályozására is csak akkor van szükség, ha nem a pH-val, hanem a hőmérséklettel akarják az ammónia oxidációját a nitritnél leállítani. Az ammónium oxidációjánál ugyanakkor fontos az oxigén, vagy levegőellátás szabályozása. Erre itt is egyrészt a reaktorban mérhető oldott oxigén, másrészt az ammónium koncentrációról történő, a kommunális szennyvizek takarékos levegőztetéséhez hasonló elvi megoldás a megfelelő. A mindenkori oxigén koncentrációt az ammónium alapjelének megfelelően kell beállítani. Az ammónium koncentrációját azonban ezeknél a rendszereknél sokkal nagyobb értéken kell tartani (5-15 mg NH₄-N/l), mint a kommunális tisztítóknál, hiszen az egyensúlyban levő szabad ammónia feladata a nitrit oxidációjának visszaszorítása.

Mint látható, a folyamatok bonyolódásával a rendszerek szabályozási igénye is növekszik. A műszaki fejlődés eredménye azonban a szabályozó műszerek árának, s ezzel a szabályozás költséghányadának a folyamatos csökkenése is. Ezzel szemben viszont az iszapkezelésé, elhelyezése folyamatosan nő. A metanizációnál talán ezért is célszerűbb még akkor is nagyobb energia kihozatalt megcélozni, ha az utótisztításnál a szabályozás költsége a hagyományos rendszerekéhez képest növekszik.

Irodalomjegyzék

- Abeling U. and Seyfried C. F. (1992) Anaerobic-aerobic treatment of high-strength ammonium wastewater – nitrogen removal via nitrite. *Wat. Sci. Tech.*, 26 (5-6) 1007-107-15.
- Abeling U. and Seyfried C. F. (1993) Anaerobic-aerobic treatment of potato-starch wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 28 (2) 165-176.
- Austermann –Haun U and Seyfried C. F. (1992) Anaerobic-aerobic wastewater treatment plant of a potato chips factory. *Wat. Sci. Tech.*, 26 (9-11) 2065-2068.

- Balmelle B, Nguyen K. M., Capdeville B., Cornier J. C. and Degiun A. (1992) Study of factors controlling nitrite build-up in biological processes for water nitrification. *Wat. Sci. Tech.*, 26 (5-6) 1017-1025.
- Hellinga C., van Loosdrecht M.C.M. and Heijen J.J. (1997) Model based design of a novel process for ammonia removal from concentrated flows. *Proc. 2nd Mathmod, TU Vienna.*
- Henze M. (1991) Capabilities of biological nitrogen removal processes from wastewater. *Wat. Sci. Tech.*, 23 (4-6) 669-679.
- Jetten M. S. M., Horn S. J. and Loosdrecht M. C. M. (1997) Towards a more sustainable municipal wastewater treatment system. *Wat. Sci. Tech.*, 35 (9) 171-180.
- Kárpáti Á.(1998): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás hatékonyságának szabályozása, ellenőrzése, optimalizálása. /MHT Veszprém Megyei Szervezete - MOKE – Magyar Szennyvíztechnikai Szövetség, Veszprém, MTESZ, 1998 május 18. Kiadványkötet, 60-67.
- Kárpáti Á.(1998): On-line ellenőrzés és szabályozás a szennyvíztisztításban. 3rd Symposium on Analytical and Environmental Problems – Szeged 1998 márc. 30. Kiadványkötet, 138-144.
- Kárpáti, Á., Monozlay, E.(1995): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai I. BOI és nitrogéneltávolítás. 2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia, Veszprém, 1995 május 30 - június 1, Kiadványkötet 131-145.
- Kárpáti, Á., Rókus, T.(1995): Az eleveniszapos szennyvíztisztítás fejlesztésének irányzatai II. A foszforeltávolítás és a szerves széntartalom kihasználásának optimalizálása. 2. Veszprémi Környezetvédelmi konferencia, Veszprém, 1995. május 30. - június 1, Kiadványkötet 146-158.
- Pulai J. – Kárpáti Á.: Nitrogén és foszfor on-line mérése az eleveniszapos szennyvíztisztításban. The 3rd Symposium on Analytical and Environmental Problems – Szeged 1998 márc. 30. Kiadványkötet, 125-137.
- Van de Graaf A.A., Mulder A., de Bruijn P., Jetten M.S.M., Robertson L.A. and Kuenen J.G.(1995) Anaerobic ammonium oxidation in a biologically mediated process. *Appl. Environ. Microbiol.* 61, 1246-1251.