

A fermentációs kinetika újabb eredményeinek alkalmazása az eleveniszapos szennyvíztisztítás modellezésében

FARKAS PÉTER*
FIKRY H. GHOBRIAL**
BENEDEK PÁL*

Bevezetés

Ipartelepeink szennyvízkezelésének tervezése során a tervező fontos feladata a létesítendő szennyvíztisztító telepről várhatóan elfolyó tisztított szennyvíz minőségének előre történő meghatározása. Bár a tisztított víz minőségének előrejelzése céljára, mint legmegbízhatóbb eljárást, modellkísérleteket ajánlhatunk [1], a tervezés megkönnyítésének céljából mégis szükség van az eleveniszapos tisztítási folyamat főbb paramétereinek kapcsolatát megfelelően leíró matematikai modellre, amelynek segítségével a tervezéshez szükséges technológiai számítások elvégezhetők, illetve adott mennyiségű és minőségű szennyvíz esetén bizonyos jellemzők előre történő felvételével eldönthető, hogy a kérdéses szennyvíz biológiai módszerekkel egyáltalán megtisztítható-e a kívánt mértékben vagy sem [2, 3, 4].

A tapasztalatok azt bizonyítják, hogy az eleveniszapos eljárással önmagában nehéz elérni a Magyarországon rendeletileg előírt 75 mg/l KOI határértéket a tisztított vízben. Néhány adatot erre nézve az 1. táblázatban tekinthetjük át [5]. Az elő-

1. táblázat

Különböző szennyvizek egyfokozatú eleveniszapos tisztításával általában elérhető hatásfokok és tisztított vízminőségek

Szennyvíz	Elérhető hatásfok, η_{\max}	Befolyó KOI (szűrt), S_o , mg/l	Elfolyó KOI (szűrt), S_e , mg/l
Városi	80	500	100
Égygyászeripari	80	1000—2000	200—400
Bőrenyógyári	82	600—2000	108—360
Sertés hígtrágya	80	6000	1200
Szerves szintézis	60	3000	1200
Vágóhídi	85	1000—2000	150—300

írt vízminőséget még városi szennyvíz tisztításánál sem sikerült olyan esetekben elérni, amikor abban jelentős mennyiségű ipari szennyvíz van jelen.

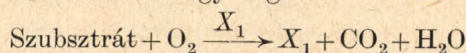
Az aerob szennyvíztisztítási eljárások modellezésével kapcsolatos időszerű kérdések

Tapasztalatok bizonyítják, hogy az *Eckenfelder* által az 50-es évek végén kidolgozott ún. BOI_5 - (5 napos biokémiai oxigénigény formájában mért szervesanyag) eltávolítási modellek [6, 9] nem írják le megfelelően az elfolyó víz KOI-ban (bikromátos oxidáció esetén mért kémiai oxigénigényben) mért S_e szervesanyag koncentrációjának, mint állapotváltozónak függését az eleveniszapos eljárás három

legfontosabb kontrollváltozójától: a befolyószennyvíz S_o koncentrációjától, a \bar{t} hidraulikus tartózkodási időtől, valamint az X_1 eleveniszapkoncentrációtól.

Az *Eckenfelder*-féle modell

Az *Eckenfelder*-féle modell feltételezi, hogy a biológiai szennyvíztisztítás az alábbi bruttó reakcióegyenlet szerint megy végbe:



vagyis, hogy a biológiailag bontható szerves szubsztrát az X_1 eleveniszap baktériumainak hatására baktérium sejtanyagká szintetizálódik (amely kiülelhető), ill. CO_2 -vé és vízre oxidálódik (az előbbi a levegőztetéssel gáz formájában vagy HCO_3^- ionként az elfolyó vízzel távozik). Másszóval a tisztított vízzel az esetleg le nem bomlott szerves szubsztráton kívül más oldott szerves anyag a tisztító berendezésből nem távozik el. Ezért az S_e elfolyóvíz szervesanyag kizárólag az S_o -ból ered, annak le nem bomlott részének tekinthető.

A reakció kinetikáját az alábbi modell írja le, tökéletesen elkevert tartalmú reaktorra nézve:

$$\frac{S_o - S_e}{X_1 \bar{t}} = k_1 S_e \quad (1a)$$

ahonnan:

$$S_e = \frac{S_o}{1 + k_1 X_1 \bar{t}} \quad (1b)$$

A jelölések a következők: S_o a befolyó, S_e az elfolyó szennyvíz szervesanyag tartalma, többnyire BOI_5 -ben mérve; X_1 az eleveniszap szerves frakciójának koncentrációja, $\bar{t} = V/q$, a hidraulikai tartózkodási idő (a V reaktortérfogat és a q szennyvízhozam hányadosa), k_1 pedig a reakciósebességi állandó.

Eckenfelder modellje a szennyvíz biológiailag bonthatatlan alkotórészeit nem veszi tekintetbe, és már ezért sem alkalmas arra, hogy az eleveniszapos berendezések összes (bontható + bonthatatlan) szervesanyag forgalmát és lebontási kinetikáját leírja, csupán a bontható frakció bontását írja le többé-kevésbé kielégítően.

A befogadók szervesanyag terhelésének vizsgálatában azonban a KOI és főként a TOC (total organic carbon, összes szerves széntartalom) mérése az igazán korszerű módszer, mivel ezek segítségével a biológiailag bonthatatlan szerves anyagok koncentrációja is mérhető. Valójában ez utóbbi anyagok lehetnek igazán veszélyesek a befogadó vízminőségére nézve, mivel ezekből kerülnek ki az ún. „szerves mikroszennyezők”. Ugyanakkor azonban biológiai folyamatok során is keletkezhetnek nehezen bontható szervesanyagok, elsősorban huminátok, amelyek természetes vizekben és

* Vízminőségvédelmi Intézet (VITUKI), Budapest

** Egyiptomi aspiráns a VITUKI-nál

tisztított szennyvizekben egyaránt előfordulnak, és teljesen ártalmatlanok.

A befolyó szennyvíz koncentrációjának és a tartózkodási idejének hatása a tisztított szennyvíz koncentrációjára

Az *Eckenfelder*-féle modell szerint, az elfolyó víz S_e szervesanyag tartalma egyenesen arányos a befolyó szennyvíz S_0 koncentrációjával, és fordítva arányos a \bar{t} tartózkodási idővel. Elvileg tehát mindegy, hogy adott S_e eléréséhez S_0 -t csökkentjük, vagy \bar{t} értékét növeljük.

A tapasztalatok ui. azt bizonyítják, hogy az eleveniszapos telepeken fenntartott 2–4 g/l eleveniszap koncentráció és \bar{t} = néhány óras tartózkodási idő mellett az elfolyó víz BOI_5 koncentrációja a biológiai terheléssel, S_0/\bar{t} -vel arányosan változik. A k_1 állandó értéke: városi szennyvíznél 2–5 $\text{m}^3/\text{kg}/\text{h}$, iparinál 0,2–1,0 $\text{m}^3/\text{kg}/\text{h}$, BOI_5 eltávolításra vonatkoztatva.

Eckenfelder és *társai* maguk is elismerik azonban, hogy a modelljükben szereplő k_1 nem valódi állandó, mert értéke a tapasztalatok szerint annál nagyobb, minél töményebb a tisztítandó szennyvíz. Ez a jelenség kétségen kívül onnan ered, hogy főként a városi szennyvíz esetében, a koncentráció növekedését rendszerint a könnyen bomló szervesanyagok (főként az élelmiszeripari szennyvizek) okozzák és természetes az, hogy ha egy szennyvízben a könnyen bomló szervesanyag kerül túlsúlyba, a lebomlás sebességi állandója is megnő. Azt a tényt, hogy az elfolyó víz szervesanyag koncentrációja szempontjából a befolyó víz koncentrációja meghatározóbb, mint a tartózkodási idő, *Adams* és *társai* úgy veszik figyelembe, hogy modelljükben S_0 másodfokon szerepel [10]:

$$\frac{S_0(S_0 - S_e)}{X_1 \bar{t}} = K S_e, \quad (2)$$

ahol a K reakciósebességi állandó értéke BOI_5 esetében ipari szennyvíznél nagyságrendileg 13 nap^{-1} .

Amennyiben a méréseket nem BOI -ban, hanem KOI -ban végezzük, feltűnő, hogy az elfolyó szennyvíz KOI -ja szinte kizárólag a befolyó szennyvíz KOI -jától függ, a többi kontroll változó az elfolyó víz KOI -ra gyakorolt hatása csekély. Ez a jelenség elsősorban kis iszapterheléseknél feltűnő ($F=1-2 \text{ kg KOI}/\text{kg}$ eleveniszap·nap terhelési érték alatt), ahol a szennyvíz bontható szervesanyag tartalma már szinte teljesen lebomlott, és a BOI -ben mért hatások jobb, mint 90%. Ebből is adódik, hogy amennyiben a szennyvíztisztító berendezésünket KOI -ban előírt elfolyó víz minőségre kívánjuk méretezni, jobb, ha nem is kísérletezünk az *Eckenfelder*-féle modell alkalmazásával, mert az csak szigorúan a (BOI -ban kifejezett) bontható szervesanyagfoglalom leírására alkalmas.

Az iszapkoncentráció hatása az elfolyó víz minőségére

Az *Eckenfelder*-féle modell szerint az elfolyó víz BOI -ja fordítva arányos az $X_1 \bar{t}$ „iszapmunkával”, amelyeket mint felcserélhető tényezőket kell tekintetbe venni.

A gyakorlatban az X_1 eleveniszap koncentráció szinte az egyetlen kézben tartható kontroll változó az eleveniszapos eljárásnak, amelyet a recirkuláció segítségével szabályozhatunk. A gyakorlatban azonban ez a szabályozási lehetőség meglehetősen korlátozott. Az eleveniszap koncentrációja emelésének ugyanis az utóülepítő határfoka határt szab; 3–5 g/l eleveniszap koncentrációnál nem igen mehetünk feljebb az iszapelúszás veszélye nélkül.

Bár az *Eckenfelder*-féle modell szigorúan véve, csakis a baktériumkoncentrációra érvényes, mégis, gyakorlati okokból azt az X_1 eleveniszap szerves lebegőanyag koncentrációra vonatkoztatjuk. Bizonyítható azonban, hogy bármekkora növeljük a levegőztető berendezésben az eleveniszap koncentrációját, az aktív (szaporodó) baktériumok koncentrációja csak akkora lesz a levegőztető medencében, amekkora számára a fennálló tápanyagkínálat, ill. -bevétel az élet fenntartásához szükséges minimális tápanyagmennyiséget biztosítja [14]. Ennek következtében hiába viszünk be a levegőztető medencébe több eleveniszapot, attól a KOI lebontási hatások alig vagy egyáltalán nem fog javulni (legfeljebb a recirkulált baktériumtömeg egy része „éhenhal”), sőt (az elúszó, ill. az alultápláltság miatt széteső, autolízist szenvedett iszap miatt) a KOI -ban mért elfolyó vízminőség még romlani is fog. Erre a jelenségre az általunk javasolt szennyvízminőségi modellben kitérünk.

A biológiai kezelés után visszamaradó, ún. „maradék BOI és KOI ” kérdése

Az *Eckenfelder*-, ill. *Adams*-féle modell szerint, amennyiben a befolyó szennyvíz koncentrációja zérusra csökken, vagy az iszapmunka, $X_1 \bar{t}$ igen nagy értéket vesz fel, az elfolyó víz szervesanyag tartalma a nullához tart. Elvileg tehát igen kis, szinte nulla szerves anyag koncentráció érhető el a tisztított vízben, amennyiben a tartózkodási időt, vagy az eleveniszap koncentrációt igen nagy értékűnek választjuk meg.

A gyakorlat azonban azt bizonyítja, hogy még igen hosszú levegőztetés után is marad vissza a tisztított szennyvízben le nem bontott szervesanyag, ennek koncentrációja nagyságrendileg 50–60 mg/l KOI , illetőleg 5–10 mg/l BOI_5 , házi szennyvizek esetében. Egyes megfigyelések arra mutatnak, hogy hosszú, néhány napos tartózkodási idővel (extended aeration) teljes oxidációs üzemmódban működő eleveniszapos telepek elfolyó vize $X_1 \bar{t} = 10-20 \text{ g} \cdot \text{nap}/\text{l}$ iszapmunka mellett még rosszabb minőségű, mint a teljes biológiai tisztítást nyújtó, de csupán néhány óras tartózkodási idővel működő eleveniszapos telepeké, ahol az iszapmunka csupán $1 \text{ g} \cdot \text{nap}/\text{l}$ körüli értékű; az előbbieket elfolyó vize ugyanis az „alultáplált” eleveniszap szétesése miatt zavaros, opálos, míg az utóbbiak esetében az elfolyó víz teljesen áttetsző is lehet. Ez a megfigyelés pedig teljesen ellentétben van mind az *Eckenfelder*-, mind az *Adams*-féle modellel. *Benedek* javaslatára a *maradék BOI* -t egy $S_{e\text{min}}$ -el jelölt additív taggal lehet kifejezésre juttatni:

$$\frac{S_o - S_e}{X_1 t} = k_1 (S_e - S_{e\min}). \quad (3)$$

Azonban a *Benedek*-féle modell is elsősorban BOI-ra érvényes, amint azt szennyvíztelepeken gyűjtött adatsorokkal végzett korrelációs analízisek mutatták. [2]

Feltehető, hogy a maradék BOI, ill. KOI legalább egy részének eredete az eleveniszap *endogén anyagcseréjében* keresendő. Ezt két bizonyíték is megerősíteni látszik. A szerzők az aerob iszapstabilizáció során megfigyelték, hogy a fölősiszap túllevegőztetése során (amikor a baktériumok összes tározott tápanyaga lebomlik, és végül a sejtek maguk is elpusztulnak, szétesnek) jelentős mennyiségű oldott szervesanyag szabadul fel és jelenik meg az iszap vizében. Ez a szervesanyag tehát endogén anyagcseretermékének tekinthető, amely az „éhenhaló”, széteső baktériumok testéből jut oldatba. Miután pedig endogén lebomlás és sejtszétesés mindig jelentkezik, még akkor is, ha a baktériumok elegendő tápanyagot kapnak, várható, hogy az endogén anyagcsere termékek a tisztított szennyvízben is megjelennek.

Újabb vizsgálatok során a szerzők kimutatták, hogy tiszta szervesanyagok biológiai lebomlása során (pl. acetát, egyszerű cukrok) a tisztított szennyvízben olyan szerves anyagok is megjelentek, amelyek eredetileg benne sem voltak a tisztítandó szennyvízben, és ezek eredetüket csakis a bakteriális anyagcsereinek köszönhetik. Ez pedig teljesen ellentmond az *Eckenfelder* által alapul vett reakciósémának, mert azt jelenti, hogy a biológiai tisztító berendezésből nemcsak le nem bontott tápanyag, de oldott anyagcsere termékek is távoznak.

A be- és elfolyó szennyvíz részecskeméret-eloszlásának hatása

Ismeretes, hogy a szennyvizek az oldott szennyezéseken kívül kolloid és darabos szennyezéseket tartalmaznak. *Eckenfelder* modellje kifejezetten az oldott szennyezések biokémiai lebontására vonatkozik.

A lebegő szennyezések eltávolítása egészen más mechanizmus útján történik, mint az oldott szervesanyagoké, elsősorban ún. „bioflokuláció” útján, ami gyakorlatilag a lebegőanyag részecskének az eleveniszap-pelyhekbe való beépülését jelenti. Ez szinte kizárólag fizikai jellegű folyamat és csupán ezt követőleg játszódik le a formált szennyező anyagok hidrolízise és a biológiailag feltárt és oldott hidrolízis termékek lebontása. A gyakorlatban azonban a szennyvíz lebegő szervesanyagaiból adódó biológiai terhelés hatását az elfolyó víz KOI-jára vagy BOI-jára pontosan nem ismerjük. Néhány mérés azt mutatja, hogy az elfolyó víz minősége szempontjából elsősorban a befolyó szennyvíz oldott szerves anyaga a döntő, amit célszerűen a szűrt befolyó vízmintából végzett KOI-méréssel határozzunk meg. A lebegő szervesanyag nagy része ugyanis le sem bontódik az eleveniszapos eljárás során, hanem a fölősiszapban jelenik meg és azzal együtt távolítják el [7].

Az utóülepítőből a tisztított víz által kimosott lebegőanyag koncentrációja általában az eleveniszap koncentrációjának 1%-a, megfelelően méretezett utóülepítő esetében. Ami tisztított szennyvízzel távozó szerves lebegőanyag KOI-ját illeti, az 1 mg lebegő szervesanyag KOI-ja 1,2–1,4 mg-nak adódik, és ilyen módon kell a tisztított szennyvíz összes KOI-ja szempontjából figyelembe venni.

Ami a tisztított szennyvíz kolloid szennyezéseit illeti, ennek tekintetbevételét egyetlen modell sem kísérte meg. Kolloid anyagnak tekintjük azt a szervesanyag frakciót, amely a membrán szűrőkön fennakad, de már nem ülepíthető ki. Ez a frakció némely esetben a tisztított szennyvíz KOI-jának 30–40%-át is eléri.

Feltétlenül fontos meghatározni, hogy a kinetikai modellek ellenőrzését milyen módon kezelt (membránon szűrt, centrifugált, ülepített vagy eredeti) be- és elfolyó vízmintákból végeztük. Kimondható továbbá, hogy alapos vizsgálathoz legalább a be- és elfolyó víz eredeti és szűrt KOI- és BOI₅ koncentrációjának meghatározása szükséges.

Az összes oldott szervesanyag-forgalmat leíró modell kialakítása

Az alábbiakban olyan modellt ismertetünk, amely az eleveniszapos telepek összes oldott szervesanyag forgalmát írja le. A modellben a bontható szervesanyagokon kívül tekintetbe vesszük a bonthatatlan szervesanyagokat, valamint a lebontás során képződő anyagcsere-termékeket is. Ebből a célból a szennyvíztisztítás folyamatainak leírására alkalmaztuk *Kono* és *Asai* modelljét, amelyet nevezett szerzők a fermentációs termékképződés kinetikájának leírása céljából 1968-ban tettek közzé [8, 11]. Az általuk felsorolt fermentációs termékképződési típusok között van kettő, amelyek az aerob szennyvíztisztítási eljárás során is előfordulnak, nevezetesen:

a szubsztrát anyagcserehez kapcsolt termékképződés:

$$T_h P_s = T_h b X_s = T_h b y (S_{os} - S_{es}), \quad (4/a)$$

valamint az endogén anyagcserehez kapcsolt termékképződés:

$$T_h P_e = e k_e X_1 = k_{pe} X_1. \quad (4/b)$$

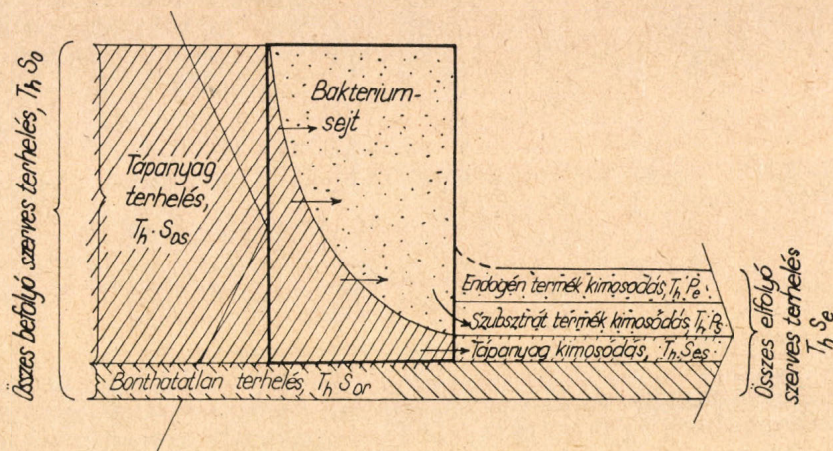
A (4/a)-ban és (4/b)-ben P_s a szubsztrátanyagcsere során képződő anyagcsere-termékek koncentrációja. P_e pedig az endogén anyagcsere során képződő (illetve a baktériumsejt széteséséből származó) anyagcsere-termék koncentrációja. S_{os} a befolyó, S_{es} az elfolyó oldott bontható szubsztrát koncentrációja. A $T_h X_s$ szorzat a baktériumok szaporodásának sebessége, amely a szubsztrát lebontással arányos. A b , e , k_e és k_{pe} állandókat később bővebben tárgyaljuk.

Miután a képződő termékek a folyamatosan táplált eleveniszapos rendszerből kimosódnak, a reakciósebességeket a *Kono* és *Asai* által eredetileg a reakciósebességek felírására alkalmazott d/dt operátor helyett a T_h hígítási sebességgel képzett kimosódási sebességekkel írtuk fel.

Ezek után már felállítható az eleveniszapos eljárás anyagmérlege az összes oldott szervesanyag forgalomra nézve:

$$T_h S_o - v_s X - T_h S_{es} - T_h P_s - T_h P_e - T_h S_{or} = 0, \quad (5)$$

befolyó terhelés	bakt. szaporulat (tápanyag lebontás)	tápanyag kimosódás	szubsztrát anyagcsere-termék kimosódása	endogén anyag-cseretermék kimosódása	bonthatatlan anyag kimosódása
------------------	--------------------------------------	--------------------	---	--------------------------------------	-------------------------------



1. ábra. Az aerob biológiai szennyvíztisztítás szervesanyag-mérlegének sémája

ahol S_o a befolyó szervesanyag, S_{or} a bonthatatlan (biorezisztens) szervesanyag koncentrációja, v_s a biológiai lebontás egységnyi eleveniszap koncentrációra számított fajlagos sebessége.

Az elfolyó víz S_e szervesanyaga összetételére felírható:

$$S_e = S_{es} + P_s + P_e + S_{or}, \quad (6)$$

Amennyiben minden frakció koncentrációját ugyanazzal a jellemzővel mérjük, a (6) egyenlet tagjainak szorzója 1. Amennyiben egyes paraméteket más jellemzővel (pl. a bontható frakciót, S_{es} -t RBOI-val, rövid időtartamú biológiai oxigénigény méréssel) mérjük, az egyes tagokat a két jellemző közötti átszámítási tényezővel kell megszoroznunk (ez pl. KOI : RBOI-ra és acetátra, 1 : 0,5 = 2).

Alább részletezzük a (6) egyenlet egyes tagjainak (az elfolyó víz szervesanyaga egyes frakcióinak) mennyiségét leíró függvényeket.

A befolyó szervesanyag összetétele a következőképp írható le:

$$S_o = S_{os} + S_{or}, \quad (7)$$

továbbá a S_{or} biológiailag bonthatatlan, illetve S_{os} bontható frakciók koncentrációja:

$$S_{or} = a S_o, \quad (8/a)$$

$$S_{os} = (1-a) S_o \quad (8/b)$$

A *tápanyaglebontás* a következő módon kapcsolódik az iszapszintézishez:

$$v_s X_1 = T_h (S_{os} - S_{es}) = \frac{1}{y} \frac{dX}{dt}. \quad (9)$$

A *tápanyaglebontás* sebességi egyenletének leírásához a *Monod*-féle modelltől indulunk ki, amely az alábbi alakot ölti:

$$v_s X_1 = k_o X_1 \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m}, \quad (10)$$

ahonnan a bontható frakció (szubsztrát) koncentrációja az elfolyó vízben:

$$S_{es} = S_{os} - k_o X_1 \bar{t} \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m}. \quad (11)$$

A k_o állandó az egységnyi baktériumkoncentrációra számított fajlagos szubsztrát lebontási sebesség nagy szubsztrát koncentráció mellett mért maximális értéke.

A továbbiakban az *anyagcsere-termék képződési* folyamatait tekintjük át. Az olyan szerves anyagokat, amelyek megjelennek az elfolyó vízben, de a befolyó szennyvízben eredetileg nem voltak jelen, valamint a baktériumok anyagcseréjének során (biokémiai úton) képződtek, anyagcsere-termékeknek tekintjük. Ezeket két csoportra osztjuk:

a) *Szubsztrát anyagcsere termékek*. Ezeket a sejtszaporodáshoz kapcsolódó anyagcsere származékainak tekintjük. A képződésük sebességére felírható:

$$T_h P_s = \frac{dP_s}{dt} = by v_s X_1, \quad (12)$$

ahonnan (figyelembe véve, hogy $T_h = 1/\bar{t}$)

$$P_s = by v_s X_1 \bar{t} = by k_o X_1 \bar{t} \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m}. \quad (13)$$

b) *Endogén anyagcsere termékek*. Ezek zömmel sejtszétérés révén szabadulnak fel és képződésük sebessége a következő:

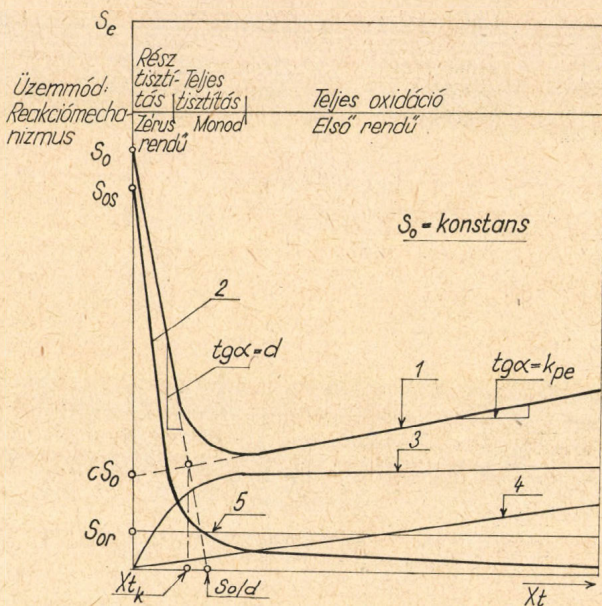
$$T_h P_e = \frac{dP_e}{dt} = k_{pe} X_1, \quad (14)$$

ahonnan

$$P_e = k_{pe} X_1 \bar{t} \quad (15)$$

Az *elfolyó víz összes szervesanyag koncentrációját* fentiek alapján a következő függvénnyel írhatjuk le:

$$S_e = (1-a) S_o k_o X_1 \bar{t} \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m} +$$



2. ábra. A $S_e(Xt)$ függvény ábrázolása és felbontása összetevőire, $S_o = konst.$ paraméter mellett

1 Összes oldott szervesanyag (KOI v. TOC), S_e , l. a (16) egyenletet. Végérintők: 1. (17), ill. (19) egyenleteket. 2 Bontható szervesanyag (szubsztrát), S_{es} , l. a (11) egyenletet. (RBOI-ban közvetlenül is mérhető.) 3 Primer anyagcsere termék, P_e l. a (13) egyenletet. 4 Szekunder (endogén) anyagcsere termék, P_e l. a (15) egyenletet. 5 Bonthatlan szervesanyag, S_{or} , l. a (8a) egyenletet

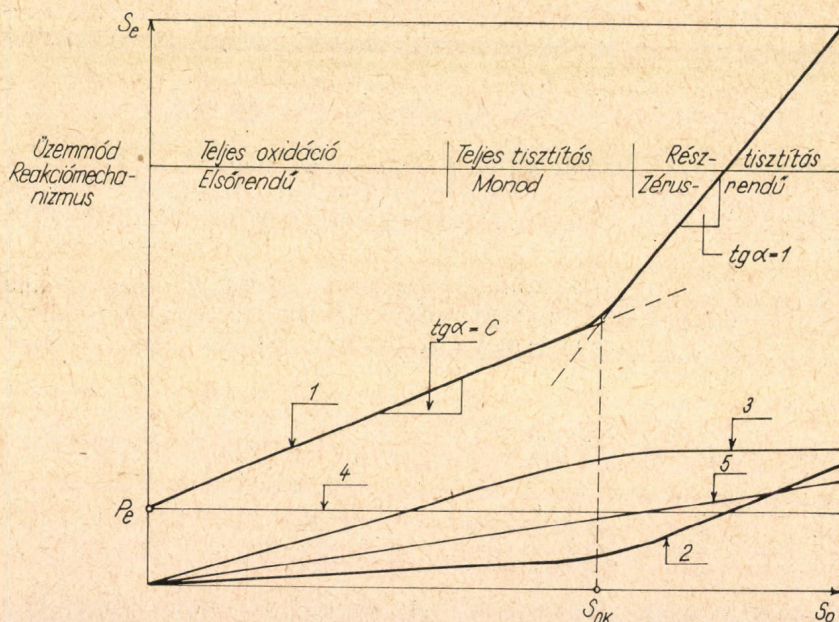
$$+ byk_o X_{1\bar{t}} \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m} + K_{pe} X_{1\bar{t}} + a S_o, \quad (16)$$

összevonva:

$$S_o - (1 - by)k_o X_{1\bar{t}} \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m} + k_{pe} X_{1\bar{t}}, \quad (16a)$$

ahonnan, a (11) egyenlet megoldásából:

$$S_{es} = \frac{-B + B^2 + 4C}{2}, \quad (16b)$$



3. ábra. A $S_e(S_o)$ függvény ábrázolása és felbontása összetevőire, $X_{1\bar{t}} = konst.$ paraméter mellett (Jelmagyarázatot l. a 2. ábrán)

valamint

$$B = k_o X_{1\bar{t}} - K_m - (1 - a) S_o,$$

$$C = (1 - a) S_o K_m.$$

A (16) függvény paramétereit (kontroll változói): a befolyó szennyvíz S_o koncentrációja, illetve az $X_{1\bar{t}}$ iszapmunka. Az egyenlet egy másodfokú hiperbola, melynek végérintője $X_{1\bar{t}} \rightarrow 0$ értéknél, ahol $S_{es} \gg K_m$ (nagy tápanyagkínálat áll fenn):

$$S_e = S_o - d X_{1\bar{t}} \quad (17)$$

ahonnan:

$$d = k_o - by k_o - k_{pe} \quad (18)$$

A másik végérintő egyenlete $X_{1\bar{t}} \rightarrow \infty$ értéknél, ahol $S_{es} \ll K_m$ (a rendelkezésre álló tápanyag koncentrációja igen csekély):

$$S_e = c S_o + k_{pe} X_{1\bar{t}}, \quad (19)$$

ahonnan:

$$c = by - aby + d. \quad (20)$$

A végérintők egyenleteinek levezetését a Függelékben közöljük.

A 2. és 3. ábrákon a (16) függvényt ábrázoljuk $S_o = konst.$ ill. $X_{1\bar{t}} = konst.$ paraméter mellett. A (16) függvény az egyes szervesanyag frakciók nagyságát leíró (8/a, 11, 13, 15) függvények összege, ezért bemutatjuk a függvény felbontását, illetve az egyes frakciók koncentrációinak változását is a kontrollváltozók függvényében.

A kontrollváltozók értéktartományának technológiai értelmezése van, ezt ugyancsak feltüntettük a 2. és 3. ábrákon. Ismeretes, hogy a biológiai rész-tisztítást nyújtó rendszerek kis, a teljes oxidációs rendszerek pedig nagy iszapmunkával jellemezhetők.

A végérintők egyenletét leíró egyenletek iránytangenseiben [(17) és (19) egyenlet] öt állandó szerepel. Tekintsük át összefoglalóan ezek értelmezését:

A (8/a), valamint (20) egyenletekből:

$$a = S_{or}/S_o, \quad a = \frac{c-by}{1-by}, \quad (21)$$

ahol a a szennyvíz bonthatatlan frakciójának hányada (dimenzió nélküli).

A (4/a), valamint a (20) egyenletekből:

$$b = \frac{bP_s}{dX}, \quad b = \frac{c-a}{y-ay}, \quad (22)$$

ahol b a primer anyagcsere termék képződési sebességének aránya a baktérium (iszap) szaporodáshoz képest (dimenzió nélküli).

A (9), valamint (20) egyenletekből:

$$y = \frac{dX}{dS}, \quad y = \frac{c-a}{b-ab}, \quad (23)$$

ahol y az irodalomból ismert „hozamkonstans” (dimenzió nélküli).

A (18) egyenletből:

$$k_o = \frac{d+k_{pe}}{1-by} \quad (24)$$

$k_o = v_{s,max}$ -al, az egységnyi szerves eleveniszap (baktérium) koncentrációra számított fajlagos tápanyag eltávolítás sebességi állandójával, amely nagy tápanyagkínálat mellett jellemző a tápanyag eltávolítás sebességére. A k_o állandó a tápanyagra nézve zérus reakciórend esetében érvényes, dimenziója $[t^{-1}]$.

Leszármaztatott állandók továbbá, amelyek technológiailag értelmezhetők:

A (4/a) (22) és (23) egyenletből:

$$by = \frac{c-a}{1-a}, \quad by = \frac{dP_s}{dS} \quad (25)$$

by a primer anyagcsere termék képződési sebességének aránya a szubsztrát lebontási sebességhez viszonyítva (dimenzió nélküli).

A (4/b) egyenletből:

$$e = \frac{k_{pe}}{k_e}, \quad (26)$$

ahol e a szekunder anyagcsere termék képződési sebességének aránya az endogén lebontás sebességéhez viszonyítva (dimenzió nélküli). Jellemző arra, hogy az endogén úton lebomló iszaptömeg hányad része távozik oldott formában, anyagcsere terméként a rendszerből.

Technológiai szempontból a (16) függvény minimuma a legjelentősebb, mert ez adja meg egy eleveniszapos telepen adott befolyó szennyvíz-koncentráció mellett az $X_1\bar{t}$ iszapmunka ideális értékét, amelynél S_e a legalacsonyabb. Ez célszerűen közvetlenül kísérleti úton, vagy a (18) függvény állandóinak ismeretében, szélsőérték számítással határozható meg.

Tájékoztató értéként azonban elegendő lehet, ha meghatározzuk, hogy a tápanyag lebontási reakció milyen S_{ok} kritikus befolyó szennyvíz koncentráció értéknél, ill. $X_1\bar{t}_k$ kritikus iszapmunkánál

kánál megy át zérus rendszerből elsőrendűbe. A két végérintő metszéspontja meghatározza az F_k kritikus iszapterhelési értéket:

$$F_k = \frac{S_{ok}}{X_1\bar{t}_k} = \frac{d+k_{pe}}{1-c} \quad (27)$$

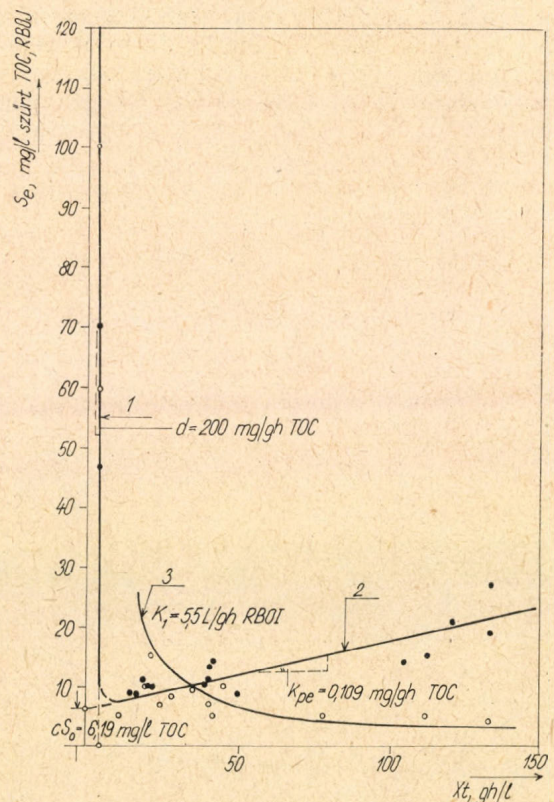
Kísérletek és kísérleti eredmények

A kísérletek célja (16) függvény igazolása, valamint a (21)–(26) egyenletekben definiált állandók kimérése volt, két féle szennyvízre: egy acetátot és tápsókat tartalmazó műszennyvízre és bőrenygyári szennyvízre nézve.

A műszennyvízzel végzett kísérleteket folyamatosan üzemeltetett, teljes átkeverésű üvegmodellekben végeztük, amelyeknek 1 literes levegőztető medencéje volt, megfelelő méretű ülepítővel és recirkulációs szivattyúval kiegészítve.

A modellekből naponta kivett eleveniszap-mintákat centrifugáltuk, majd membránon szűrtük. A szűrt mintát tekintettük tisztított víz mintának. Ilyen módon sikerült az utóülepítőben lezajló másodlagos bomlási folyamatok zavaró hatását kikapcsolni. A membránszűrőket használat előtt desztillált vízzel kimostuk, hogy azokból a bennük levő oldható szervesanyagokat eltávolítsuk.

A műszennyvízzel végzett kísérleteknél S_o és S_e mérését TOC-ban végeztük, Beckman összes szén-



4. ábra. Az $S_e(\bar{X}_t)$ függvény ábrázolása acetátot mint egyedüli szénforrást tartalmazó műszennyvíz esetében. A befolyó szennyvíz koncentrációi: 4000 mg/l Na-acetát, megfelel 1160 mg/l TOC-nak, ill. 1400 mg/l RBOI-nak, állandó

Jelmagyarázat: ○ RBOI mérés, ● TOC mérések. 1 $S_e = 1079 - 200X_1\bar{t}$, ahonnan $d = 200$ mg/gh TOC, korrelációs tényező, $r = 0,868$. 2 $S_e = -6,19 + 0,109X_1\bar{t}$, ahonnan $k_{pe} = 0,109$ mg/gh TOC, $r = 0,865$. 3 $S_{es} = 1400/1 + 5,5X_1\bar{t}$, ahonnan $k_1 = 5,5 \pm 2,6$ l/gh RBOI

tartalom analízátorral. A tisztított szennyvíz mintákban levő lebontatlan tápanyagot egy „rövid időtartamú BOI” (RBOI) mérő berendezéssel határoztuk meg. Az RBOI a biológiailag bontható szubsztrát mennyiségével van szoros kapcsolatban [4, 13]. A mérésre szolgáló berendezés alapelvét a szerzők egyike ismertette az 1969-ben Prágában tartott szennyvízvilágkonferencián [13]. A berendezés érzékenységének alsó határa kb. 2 mg/l RBOI-nál volt. A rendszerben levő eleveniszap koncentrációját membránszűréssel határoztuk meg.

A 4. ábrán acetátot és szervesetlen tápsókat tartalmazó műszennyvízzel táplált eleveniszapos rendszer tisztított vizének TOC (összes szerves szén) tartalmát, valamint ugyancsak a tisztított víz RBOI-ját ábrázoltuk az $X_1\bar{t}$ (iszapmunka) függvényében. A befolyó szennyvíz állandó koncentrációjú, $S_0=4000$ mg/l volt Na-acetátra nézve (ez megfelel 1160 mg/l TOC-nak, ill. 1400 mg/l RBOI-nak).

Az 5. ábrán a tisztított víz TOC-t és RBOI-t a befolyó víz TOC függvényében ábrázoltuk. A befolyó víz TOC-ját 100—1200 mg/l TOC közt változtattuk. (A legtöményebb 4000 mg/l Na-acetátot tartalmazott.) Ezekben a kísérletekben az iszapmunka, $X_1\bar{t}$ értékét 12—28 g hl^{-1} határok között tartottuk. Ez azt jelentette, hogy nagyságrendileg $X_1=3-4$ g/l, $\bar{t}=4-8$ óra közötti érték volt.

A (18) egyenlet szerinti hiperbola végérintői egyenleteinek meghatározását regresszió számításal végeztük. Ezek szerint az állandók értéke, acetát műszennyvízre, TOC-ban mért össz-szervesanyag tartalomra és iszap szerves lebogóanyagra számolva:

$$\begin{aligned} c &= 0,047 \\ d &= 200 \text{ mg/gh TOC} \\ k_{pe} &= 0,109 \text{ mg/g h TOC} \\ k_1 &= 3,8, \text{ ill. } 5,5 \pm 2,6 \text{ l/gh RBOI.} \end{aligned}$$

Megjegyezzük, hogy a k_1 sebességi állandó számítását a be- és elfolyó szennyvíz RBOI-ja alapján, szubsztrát tartalomra nézve az (F-5) összefüggés segítségével, mind állandó S_0 , mind pedig állandó $X_1\bar{t}$ mellett elvégeztük, és mindkét esetben a hibahatáron belül jó egyezést kaptunk. Ez pedig az (F-5) összefüggés helytálló voltát bizonyítja, ami egyben az Eckenfelder-modell érvényességének is bizonyítéka, de szigorúan csakis a szennyvíz bontható szervesanyagának lebontására nézve.

Mivel az acetát tartalmú szennyvíz bonthatatlanszervesanyagot biztos nem tartalmazott ($a=0$), ezért [a (25) egyenlet alapján]

$$by = \frac{0,047 - 0}{1 - 0} = 0,047$$

vagyis a befolyó szervesanyag mintegy 4,7%-a alakult át a kísérlet során szubsztrát anyagcsere-termékké.

A kritikus terhelés az acetát tartalmú műszennyvíznél a következő volt [l. a (27) egyenletet]:

$$\begin{aligned} F_k &= \frac{200 + 0,109}{1 - 0,047} = 209 \text{ mg/gh TOC} \\ &= 5,03 \text{ kg/m}^3\text{nap TOC.} \end{aligned}$$

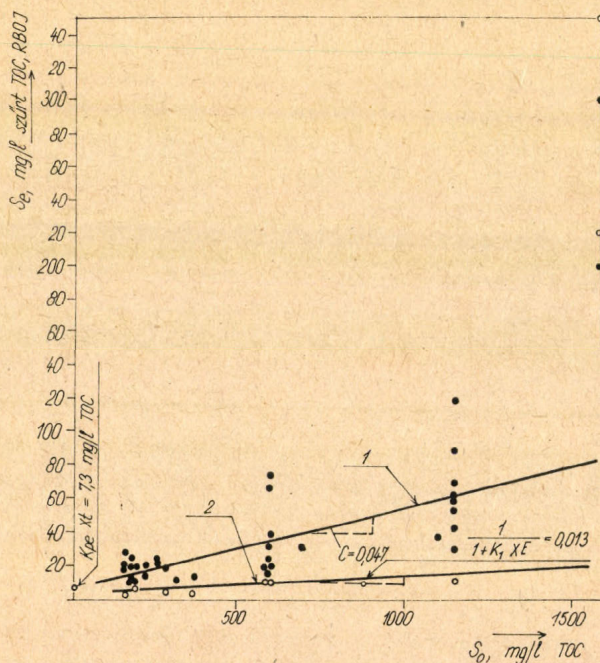
E felett a terhelés felett már jelentős mennyiségű le nem bomlott acetát távozott a tisztított vízzel, ami lényegében az elfolyó víz RBOI-jának jelentős emelkedésével járt.

A bőrenygyvár szennyvizével végzett kísérletek egyik érdekessége, hogy sikerült a tervezés előkészítés során végzett modellkísérletek eredményeit, valamint az időközben megépült főkviteli szennyvíztelep üzembe állítása során kapott eredményeket közös diagramban ábrázolni.

A modellkísérleteket 5 és 30 l-es folyamatosan üzemeltetett modellekben végeztük; a szennyvíztelep levegőztető medencéje 3000 m^3 -es volt és 4000 m^3 /nap névleges kapacitásra épült.

A bőrenygyvári szennyvíznél S_0 és S_e értékeit szűrt szennyvízmintákból végzett KOI-mérésekkel határoztuk meg, a KGST módszer szerint véggezve a méréseket; a Cl^- tartalom zavaró hatását $HgSO_4$ adagolásával kiküszöböltük.

Az elfolyó víz szűrt KOI-ját az iszapmunka függvényében a 6. ábrán mutatjuk be. A mérési pontsor alkotta hiperbola középső szakaszára eső pontokat kiejtettük, amikor a végérintők egyenletét meghatároztuk regressziószámítás segítségével. A szennyvíz koncentrációt $S_0=1400$ mg/l szűrt KOI értéken tartottuk a modellkísérletek alatt, ill. a szennyvíz üzemében olyan időszakokat értékeltünk ki, amelyek során S_0 az 1000—1500 mg/l KOI tartományban volt. A 7. ábrán az elfolyó víz KOI-ját a befolyó szennyvíz KOI függvényében mutatjuk be; itt az iszapmunka 25—45 gh/l értéktartományban volt. Ez a szennyvíztelepen $t=18$ h tartózkodási idő mellett $X_1=2-2,5$ g/l iszapkoncentrációt jelentett.

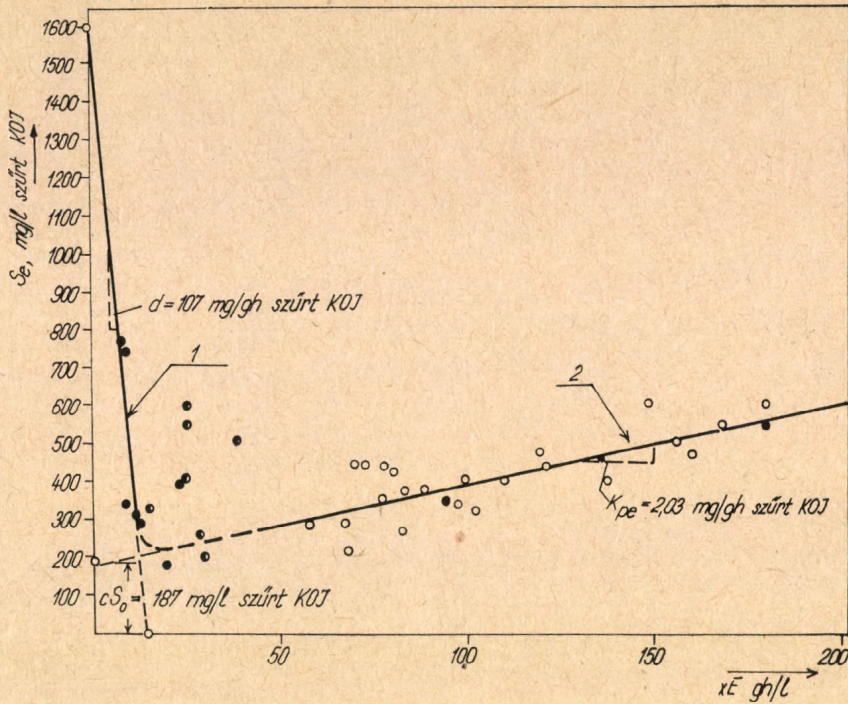


5. ábra. Az S_e (S_0) függvény ábrázolása acetátot mint egyedüli szénforrást tartalmazó műszennyvíz esetében

(Iszapmunka, $X_1\bar{t}$ = átlag 20 gh/l, állandó)

Jelmagyarázat: ○ RBOI mérések, ● TOC mérések. 1 $S_e=0,047Sr + 7,3$, ahonnan $c=0,047$, $r=0,73$. 2 $S_{es}=0,013S_{os}$, ahonnan

$$1/(1+k_1 X_1 \bar{t}) = 0,013, k_1 = 3,8 \text{ l/gh, } r=0,79$$



6. ábra. Az $S_e (X_t)$ függvény ábrázolása bőrenyvgyári szennyvíz esetében (befolyó szennyvíz koncentráció, $S_o = 1400$ mg/l. Szűrt KOI, állandó)
 Jelmagyarázat: ○ szennyvíztelepi adatok, ● modellkísérleti adatok, ● a regressziószámításnál kihagyott adatok. 1 $S_e = 1557 - 107 X_1^t$, ahonnan $d = 107$ mg/gh KOI, $r = 0,95$. 2 $S_e = 18,7 + 2,03 X_1^t$, ahonnan $k_{pe} = 2,03$ mg/gh, $r = 0,79$

A kapott állandók értéke (KOI-ban mért adatokra számolva):

$c = 0,134$, ill. $0,161$
 $d = 107$, ill. 104 mg/gh
 $k_{pe} = 2,03$, ill. $2,17$ mg/gh

A két mérésorozat által kapott értékek jól egyeznek.

Ezekután megkíséreljük a bőrenyvgyári szennyvíz *bonthatatlan frakciója nagyságának meghatározását*. Feltételezzük, hogy a szennyvíz könnyen bomló szervesanyagaira (zsírsavak stb.) a *by* ál-

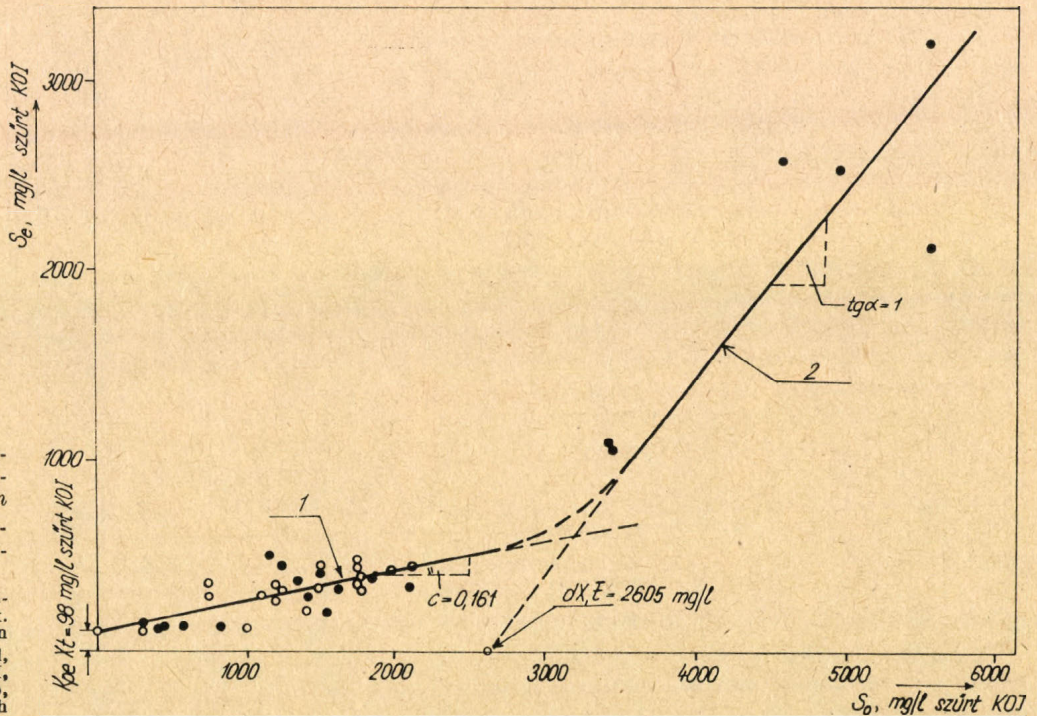
landó az acetátos kísérletnél kapotthoz hasonló érték, tehát $by = 0,047$.

A (21) egyenletből tehát:

$$a = \frac{0,134 - 0,047}{1 - 0,047} = 0,09,$$

a bonthatatlan oldott szervesanyag tehát 9%-át teheti ki a befolyó szennyvíz szervesanyag tartalmának.

Az *e* állandó meghatározása céljából az endogén anyagcsere állandó értékét (melyet kg lebomlott



7. ábra. Az $S_e (S_o)$ függvény ábrázolása bőrenyvgyári szennyvíz esetében (az iszapmunka, X_1^t értéke 25–45 gh/l értéktartományban volt)

Jelmagyarázat: ○ szennyvíztelepi adatok, ● modell adatok. 1 $S_e = 0,161 S_o + 98$, ahonnan $C = 0,161$, $k_{pe} X_1^t = 98$ mg/l, $k_{pe} = 2,17$ mg/gh szűrt KOI, $r = 0,703$. 2 $S_e = S_o - 2605$, $d X_1^t = 2605$, $d = 104$ mg/gh szűrt KOI, $r = 0,860$

iszap/kg iszap · nap mérőszámmal mérünk) átszámítjuk KOI-ra azon megfontolás alapján, hogy 1 kg eleveniszap szervesanyag teljes oxigénigénye (KOI-ja) 1,4 kg O₂. A normál eleveniszapnál $k_e = 0,1 \text{ nap}^{-1}$, ebből:

$$k_e = (1000 \cdot 0,1 \cdot 1,4) : 24 = 5,8 \text{ mg/gh KOI.}$$

A (26) egyenletből pedig:

$$e = \frac{2,0}{5,8} = 0,34.$$

Az endogén úton lebomló iszapnak tehát 34%-a ismét oldatba megy és szennyezi a tisztított vizet!

Hasonló eredményre vezettek az acetátos műszennyvízzel végzett kísérletek is; az elfolyó víz TOC/KOI arányát 0,17-nek találtuk. Ilyen módon k_{pe} értéke 0,58—2,11 mg/gh KOI-nak adódik. A fenti módon számítva, $e = 0,1—0,36$ értéket kaptunk az endogén (szekunder) anyagcsere termék formájában eltávozó frakció nagyságára.

A *kritikus terhelés* a bőrenyvgvári szennyvíz esetében a következő volt:

$$F_k = \frac{107 - 2,03}{1 - 0,134} = 126 \text{ mg/gh KOI} = 3,02 \text{ kg/m}^3 \text{ nap KOI.}$$

E felett a terhelési érték felett — lebontatlan oldott szervesanyag (BOI) kimosódása miatt — a szennyvíztelep vízenké minősége jelentősen romlana. Ezért a tervezés során a terhelést 0,5—0,8 kg/m³ nap KOI értékre állítottuk be, amely elegendő biztonságot nyújt a túlterhelés ellen, még a szennyvíz-koncentráció jelentős mértékű ingadozása esetében is.

Összefoglaló értékelés

1. A fentiek során a termékképződési folyamatokat csupán az *oldott szervesanyagok aerob lebontásával* kapcsolatban vettük figyelembe, és nem foglalkoztunk az *anaerob folyamatok* során képződő termékek vízminőségromtó hatásával. A szélesebb áttekintés kedvéért azonban megemlíjtjük, hogy a termékképződés segítségével lehet magyarázatot találni a „berothadás” jelenségére, amely pl. az utóülepítőben pangó iszap anaerob anyagcseréje következtében rontja az elfolyó víz minőségét. Az ott képződő bűzös anyagok az anaerob szubsztrátanyagcsere termékei.

2. Ugyancsak nem térünk ki a tanulmányban a lebegőanyagforgalom jellemzőinek — elsősorban az iszapkornak és a befolyó szennyvíz szerves lebegőanyag tartalmának — a hatására az elfolyó víz minőségére nézve; ez egy másik dolgozat tárgyát képezi majd.

3. Kísérleteink során a befolyó szennyvíz KOI — valamint az iszapmunka — értékeket az ipari szennyvíz tisztításban általában megszokott határértékek között tartottuk, tehát a modell érvényességét is csak fenti határok között ellenőrizhettük.

A továbbiak során azonban a vizsgálatokat kiterjesztjük az aerob iszapstabilizáció területére (ahol a modell érvényességét 300 gh/l feletti iszap-

munka értékeknél meg kell vizsgálni), valamint az igen koncentrált hígtrágyák biológiai tisztításának területére, ahol viszont a befolyó víz KOI-ja több tízezer mg/l.

Valószínűnek látszik, hogy amennyiben modelünk érvényességét ki akarnánk terjeszteni az említett, szélsőséges értékű üzemi paraméterek tartományára, tekintetbe kell már venni a képződő nagy töménységű anyagcseretermékek gátló hatását is az őket termelő anyagcsere folyamatokra nézve. *Kono* és *Asai* modellje tekintetbe veszi ugyan az anyagcseretermékek gátló hatását, de mi jelen közelítésünkben elhanyagoltuk azt, mivel az eleveniszapos eljárás során az anyagcseretermékek egyrészt nem képződnek nagy (g/l-es nagyságrendű) töménységben, másrészt folyamatosan ki is mosódnak a rendszerből, tehát lényeges mértékű gátlással nem kell számolnunk.

4. Úgy találtuk, hogy a (16) egyenlet valóban reálisan írja le az elfolyó víz oldott szervesanyag koncentrációját mind műszennyvíz, mind reális szennyvíz esetében. A (19) egyenlet, mint a (16) hiperbola kis iszapterhelésnél érvényes végérintője, egyenes arányosságot ír le a be- és elfolyó (tisztított) szennyvíz szervesanyag koncentrációja között. Ezt az összefüggést lehet alkalmazni szennyvíztisztító telepek elfolyó vize KOI-jának meghatározására.

A c állandó, amely a be- és elfolyó szennyvíz KOI-ja közötti arányossági tényező, könnyen bontható szervesanyagok esetében nagyságrendileg 0,05, reális szennyvizek esetében pedig 0,15 értékű [12]. A szerzők egy másik munkájában $c = 0,057$ értéket mértek glukózra és *Eckenfelder* adatai alapján $c = 0,046$ -ot számoltak pepton műszennyvíz esetében.

Megállapítható volt, hogy a be- és elfolyó víz KOI koncentrációja közötti korreláció minden esetben legalább $r = 0,7$ korrelációs faktoral volt jellemző, de ennél általában jobb volt, nem ritkán elérte a 0,98-at is. Ez mindenesetre a modell gyakorlati alkalmazhatósága mellett szól. Más modellek (pl. a KOI adatokra alkalmazott *Eckenfelder*-féle modell (1/a) egyenlet) 0,45 vagy még annál is rosszabb korrelációt adott.

5. Az elfolyó víz *biológiailag bontható szervesanyag tartalmának* (az elfolyó víz RBOI-nak) kiszámítására az *Eckenfelder*-féle modell használható. Bizonyítható volt, hogy az elfolyó víz RBOI-ja egyenesen arányos a befolyó víz koncentrációval, és fordítva arányos az iszapmunkával, amennyiben a terhelés esetünkben nem volt magasabb 0,5—1,0 kg RBOI/kg eleveniszap · nap értéknél (ez kb. megfelel 1—2 kg KOI/kg iszap · nap KOI terhelésnek).

6. Bebizonyosodott az is, hogy az F_k kritikus terhelést túlhaladó iszapterhelésnél jelentős mennyiségű lebomlatlan szervesanyag távozik a rendszerből; ezt az RBOI mérő berendezéssel üzembiztosan ki lehet mutatni.

7. A szennyvíztisztító telepek technológiai tervezése szempontjából fontos, hogy az S_e ($X_{\bar{i}}$) függvénynek minimuma van. A legalacsonyabb S_e értékhez tartozó $X_{\bar{i}}$ értékre kell — adott S_e

befolyó szennyvíz koncentráció mellett — a szennyvíztisztító telepet méretezni. Ezt az X_{1t} értéket kísérleti úton kell meghatározni. Az $S_e(X_{1t})$ függvény minimuma a bőrenyvízári szennyvíznél 50—150 gh/l közötti értékre adódott (l. a 6. ábrát). A minimum „lapossága” a szennyvíz K_m értékétől függ. A bőrenyvízári szennyvíznél K_m 500 mg/l, acetátnál 5—10 mg/l körüli érték.

8. A k_e endogén anyagcseretermék frakció jelentős tényező a már megtisztított szennyvíz újra-szennyezésében. A rendelkezésre álló adatokból ui. kiszámítható, hogy az endogén anyagcsere során a rendszerben lebomló iszap hányad része távozik oldott szennyezés formájában a tisztított vízzel. A bőrenyvízári szennyvíznél pl. az endogén úton lebomló iszap 34%-a távozott a tisztított vízzel. Ez igen jelentős másodlagos szennyeződést jelent! A bőrenyvízári szennyvíz esetében, az endogén izsapszétéséből származó KOI, a (17) egyenlet alapján, $X_{1t} = 45$ gh/l iszapmunka mellett a következőnek adódik:

$P_e = 45 \cdot 2,03 = 91$ mg/l, az $S_e = 300$ mg/l-es tisztított szennyvízkoncentráció 30%-a.

Ugyanakkor azonban a szennyvíztelep néha 150 gh/l iszapmunkával is üzemel (kevés szennyvíz és elmulasztott fölösiszap elvétel esetén). Ez esetben pedig $P_e = 304$ mg/l és ilyenkor a tisztított szennyvíz KOI-ja eléri az 500 mg/l KOI-t is! (L. a 6. ábrát.)

Az itt közölt számításból a szennyvíztisztító telepek kezelői azt a tanulságot vonhatják le, hogy ha jó minőségű tisztított vizet akarnak szennyvíztelepen kapni, a telepet a túlterhelés elkerülése céljából megengedhető legkisebb eleveniszap koncentrációval kell üzemeltetniük, nehogy a fölösiszap a rendszerben hagyva (és az endogén anyagcsere útján oldatba menve) a tisztított szennyvíz minőségét rontsa. A kérdésnek fontos vonzata, hogy függvény kapcsolat található a rendszer iszapkora és az elfolyóvíz KOI-ja közt is. (Intenzív fölösiszap eltávolítás mellett új, a rendszerben levő iszap kora kis értékű.) Ezt a függvénykapcsolatot azonban még további kutatással kell felderíteni. Figyelembe kell ugyanis venni azt a gyakorlatból ismert tény, hogy egy szennyvíztisztító berendezésben nem valósítható meg akármilyen nagy iszapmunka érték, mert az endogén izsapplebomlás az iszapmunka növelésének még akkor is határt szab, ha a berendezésben az összes képződő iszapot vissza lehetne tartani (ez különben az utóülepítő 100-nál kisebb hatásfoka miatt lehetetlen.) A most vázolt kérdésnek elsősorban a hosszú, több napos tartózkodási idővel üzemelő ún. „teljesoxidációs berendezések” vízminőségének meghatározásánál van jelentősége, mivel ezeknél az iszapmunka felvett értéke nem lehet nagyobb annál, mint amekkora a telep anyagforgalmából — az utóülepítő ideális működését feltételezve — az iszapmunka elméleti maximális értékeként adódik.

Példa a modell alkalmazására eleveniszapos szennyvíztisztító telep elfolyó víz minőségének meghatározásánál

Adott házi szennyvizet tisztító berendezés esetében:

$S_0 = 500$ mg/l szűrt KOI, $X_1 = 3$ g/l, $\bar{t} = 6$ óra
 $c = 0,13$ $k_{pe} = 2$ mg/gh és $d = 100$ mg/gh KOI

A fenti adatokból a (19) egyenlet alapján: az elfolyó víz szűrt KOI:

$S_e = (0,13 \cdot 500) + (3 \cdot 6 \cdot 2) = 101$ mg/l;
 a kritikus terhelés [(27) egyenlet]

$$F_k = \frac{100 + 2}{1 - 0,13} \cdot 24 = 2,8 \text{ kg KOI/kg iszap} \cdot \text{nap};$$

a valójában alkalmazott terhelés pedig:

$$F = \frac{S_0}{X_{1t}} \cdot 24 = \frac{500}{3 \cdot 6} \cdot 24 = 0,6 \text{ kg KOI/kg iszap} \cdot \text{nap}$$

A terhelés tehát eléggé távol esik a kritikus terheléstől, tehát lebomlatlan szervesanyag eltávolításával nem kell számolnunk.

A fenti példához felhasználni állandók csak nagyságrendileg helyesek és akkor is csak házi szennyvízre nézve. Azok értékét minden szennyvízre nézve külön-külön kísérletileg kell meghatározni.

A tisztított szennyvíz minőségének meghatározásához természetesen a (16/a) egyenlet is felhasználható, átlagos városi szennyvíz esetében az egyenlet állandóinak tájékoztató értékei a következők: $k_0 = 500$ — 1000 mg/gh KOI, $k_{pe} = 1$ — 2 mg/g · h, $K_m = 500$ mg/l, $b = 0,15$, $\alpha = 0,10$, $\gamma = 0,4$.

A (16/a) egyenletet akkor javasolt alkalmazni, ha a (16) hiperbola minimumához közel eső S_e értéket számolunk.

Függelék

A (16) egyenlet végérintőinek meghatározása $S_0 = \text{konst.}$ paraméter mellett.

$$S_e = (1 - \alpha)S_0 - k_0 X_{1t} \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m} + byk_0 X_{1t} \frac{S_{es}}{S_{es} + K_m} + k_{pe} X_{1t} + \alpha S_0. \quad (16)$$

Ha $X_{1t} \rightarrow 0$, tehát $S_{es} \gg K_m$,

$$\frac{S_{es}}{S_{es} + K_m} \rightarrow 1.$$

és így

$$S_e = (1 - \alpha)S_0 - k_0 X_{1t} + byk_0 X_{1t} + k_{pe} X_{1t} + \alpha S_0, \quad (F-1)$$

azaz

$$S_e = S_0 + [(by - 1)k_0 + k_{pe}]X_{1t}, \quad (F-2)$$

ahonnan

$$(by - 1)k_0 + k_{pe} = -k_0 + byk_0 + k_{pe} \quad (F-3)$$

Mivel ismeretes, hogy a (17) egyenletből a második tag levonandó, ezért d értékének pozitívnak kell lennie, tehát

$$d = k_0 - byk_0 - k_{pe}, \quad (F-3/a)$$

ahonnan tehát az egyik végérintő egyenlete:

$$S_e = S_0 - dX_{1t} \quad (17)$$

Ha $X_{1t} \rightarrow \infty$, tehát $S_{es} \ll K_m$,

$$\frac{S_{es}}{S_{es} + K_m} \rightarrow \frac{S_{es}}{K_m},$$

valamint $k_0/K_m = K_1$ a (18) egyenletből:

$$S_e = (1 - \alpha)S_0 - k_1 X_{1t} S_{es} + byk_1 X_{1t} S_{es} + k_{pe} X_{1t} + \alpha S_0 \quad (F-4)$$

De mivel alacsony tápanyagkínálat mellett a lebontási reakció S_{es} -re nézve elsőrendű (ezt fejezi ki k_1 indexe is), S_{es} kifejezhető a teljes elkeverésű tankreaktor konverzióját leíró függvénnyel:

$$S_{es} = \frac{S_{os}}{1 + k_1 X_{1t}} = \frac{(1 - \alpha)S_0}{1 + k_1 X_{1t}}, \quad (F-5)$$

behelyettesítve az (F-4)-be:

$$S_e = S_o - (1-a)S_o \frac{k_1 X_1 \bar{t}}{1 + k_1 X_1 \bar{t}} + by(1-a)S_o \frac{k_1 X_1 \bar{t}}{1 + k_1 X_1 \bar{t}} + k_{pe} X_1 \bar{t} \quad (F-6)$$

továbbá a kiemeléseket elvégezve:

$$S_e = S_o \left[1 + \left((1-a)(by-1) \frac{k_1 X_1 \bar{t}}{1 + k_1 X_1 \bar{t}} \right) \right] + k_{pe} X_1 \bar{t}. \quad (F-7)$$

Mivel azonban

$$k_1 X_1 \bar{t} \gg 1, \text{ tehát } \frac{k_1 X_1 \bar{t}}{1 + k_1 X_1 \bar{t}} \approx 1,$$

ezért az (F-7)-ből:

$$1 + \left((1-a)(by-1) \frac{k_1 X_1 \bar{t}}{1 + k_1 X_1 \bar{t}} \right) = by - aby + a, \quad (F-8)$$

tehát a (18) egyenlet másik végérintőjének egyenlete:

$$S_e = cS_o + k_{pe} X_1 \bar{t}, \quad (19)$$

ahonnan

$$c = by - aby + a \quad (20)$$

Jelölések

$X, X_1, \text{mg/l}$	aktív baktérium, ill. szerves eleveniszap koncentráció
$S, \text{mg/l}$	oldott szervesanyag koncentráció
$S_o, S_e, \text{mg/l}$	be- és elfolyó oldott szervesanyag koncentráció
$S_{os}, S_{es}, \text{mg/l}$	be- és elfolyó bontható szervesanyag (szubsztrát) koncentráció
$S_{or}, \text{mg/l}$	be- és elfolyó bonthatatlan szervesanyag koncentráció
$P_s, P_e, \text{mg/l}$	szubsztrát, ill. endogén anyagcsere-termék koncentráció
$K_m, \text{mg/l}$	Michaelis-állandó
t, h vagy nap	hidraulikus tartózkodási idő
T_h, h^{-1} v. nap ⁻¹	kimosódási sebesség
$k_o, k_{pe}, \text{h}^{-1}$	tápanyag eltávolítás zérus rendű reakciójának sebességi állandója, szekunder anyagcsere termék képződési állandó
$k_1, \text{l/gh}$	tápanyag eltávolítás elsőrendű reakciójának sebességi állandója
v_s, h^{-1}	fajlagos tápanyag lebontási sebessége
F, F_k, h^{-1}	fajlagos terhelés, ill. előbbi kritikus értéke
a, b, c, e, y	dimenzió nélküli állandók (l. a szövegben)
d, h^{-1}	l. a szövegben
r	korrelációs tényező
$q, \text{l/h}$	szennyvíz-hozam
V, l	reaktor-térfogat

IRODALOM

- [1] Farkas P.—Németh A.: Eleveniszapos szennyvíztisztító telepek tervezési alapadatainak meghatározása modellkísérletek útján. Vízügyi Közlemények, 1969/3, 395—412.
- [2] Benedek P.—Farkas P.: Über die Betriebsparameter des Belebtschlammverfahrens. Gas- u. Wasserfach, 109. 1239 (1968).
- [3] Farkas P.: Tíz év a biológiai szennyvíztisztítás kutatásában. Hidrológiai Közöny, 1974. 7. 324.
- [4] Farkas P.—Németh A.: Biológiai szennyvíztisztító rendszerek. (Szerk.: Benedek P.) Vízügyi

Műszaki-Gazdasági Tájékoztató No 56 (1973) VIZDOK, Budapest.

- [5] Farkas P.: Lehetőségek a biológiai tisztítástechnológia továbbfejlesztésére. Előadás, VITUKI Tudományos Napok, 1973. VIZDOK kiadás.
- [6] Eckenfelder, W. W. (1966): Industrial Water Pollution Control. McGraw Hill, N. Y.
- [7] Farkas P.—Palotai E.—Toókos I.: Laboratóriumi kísérletek húsiipari szennyvizek tisztításának vizsgálatához. Hidrológiai Közöny, 1970. 7. 301.
- [8] Kono, T.—Asai, T.: Kinetics of fermentation processes. Biotechnol., Bioengng. XI. 293. (1968).
- [9] McKinney, R. E.: Mathematics of Complete Mixing Activated Sludge. Transactions, ASCE vol. 128, Part III. paper No. 3516, p. 497, 1963.
- [10] Adams, K.—Eckenfelder, W. W.—Hovious, K. J.: A kinetic model for design of completely-mixed activated sludge treating industrial wastewaters. Water Research, 9. 37. 1975.
- [11] Kono, T.: Kinetics of cell growth. Biotechnol., Bioengng. X. 105 (1968).
- [12] Farkas, P.: Problems in the operation of plants treating mixed industrial wastes. Proc. VIth IAWPR Conf., Jerusalem, IAWPR, Washington, 1972.
- [13] Farkas, P.: Method for Measuring Aerobic Decomposition Activity of Activated Sludge in an Open System. IVth Conf. an Water Pollution Research, Section II. Paper I. Pergamon Press, 1969.
- [14] Upadhyaya, A. K.—Eckenfelder, W. W.: Biodegradable fraction as an activity parameter of activated sludge. Water Research, 9, (8), 691. 1975.

РЕЗЮМЕ

Авторами разработана математическая модель описания концентрации органического вещества в воде стекающей из установок для биологической очистки сточных вод с помощью живого ила, в зависимости от важнейших контрольных переменных процесса, а именно, от концентрации органического вещества в входных сточных водах, концентрации живого ила и времени гидравлического пребывания. Доказательство модели было выполнено сдвениями, полученными в модельных испытаниях очистки сточных вод, а также, палыченными и на станциях сточных вод. В модели были учтены помимо содержания органического вещества в сточных водах и продукты метаболизма образовавшиеся при биологическом процессе, а также и неразложимые органические материалы. При этом было установлено, что коэффициент ХОИ очищенной воды является пропорциональным ХОИ входной воды, т. е. работе ила, равной произведению концентрации живого ила и времени пребывания. Наконец показано на примере авторами применение модели при технологических вычислениях, связанных с расчетом станций работающих с живым илом.

SUMMARY

The authors have put forward a mathematical model for the description of the concentration of dissolved organics in the effluent of activated sludge treatment plants as a function of influent organic concentration and "sludge work" (the product of MLSS and hydraulic detention time). The verification of the model was carried out by model treatment tests in accordance with data obtained in field work. In setting up the model, the organic substances of the waste as well as metabolites formed in the course of the biological process, and also bioresistant substances were all taken into consideration.

Finally, the authors demonstrate the use of the model in activated sludge treatment plant design.