

FERTŐTLENÍTŐSZER MENNYISÉGI VIZSGÁLATA VÍZMINŐSÉGI MODELLEZÉSSSEL

QUANTITATIVE ANALYSIS OF DISINFECTANTS WITH WATER QUALITY CALCULATIONS

SALAMON Endre

(ORCID: 0000-0002-3856-1941)

salamon.endre@uni-nke.hu

Absztrakt

A ivóvíz kezelése során és az elosztó hálózaton alkalmazott fertőtlenítő szer mennyisége a vízbiztonság szempontjából az egyik legkritikusabb paraméter. Ennek oka nem csak megfelelő csírátlanítás és a gazdaságos üzem igénye, hanem a képződő melléktermékek mennyiségének elfogadható szinten tartása is.

Ebben a tanulmányban a vízminőségi modell eredményeinek kinetikai paraméterekre való érzékenysége kerül bemutatásra. A modellfuttatások alapján jól igazolható, hogy a klór átalakulási sebessége a befolyásoló tényezők ellenére jól nyomon követhető és leírható, azonban a modellek hitelesítése komoly nehézségekbe is ütközhet. Ennek ellenére a számítógépes vízminőségi számításokkal a költségek és a kockázatok számszerűen vizsgálhatóak és minimalizálhatóak.

Kulcsszavak: fertőtlenítőszer, kinetika, mikroszennyező, melléktermék, modellezés

Abstract

The amount of chlorine applied in water treatment and later in the distribution network is a critical parameter regarding the water safety. Not only sufficient pathogen inactivation, but acceptable levels of by-products must be maintained.

In this study, the sensibility of the water quality model is assessed as a function of kinetic parameters describing chlorine decay rate. Chlorine levels can be easily calculated, even though the decay rates are subject to high variations from a high number of interfering factors. With the help of computerized calculations operating costs and risks can be minimized, even though validation of a water quality model is still difficult.

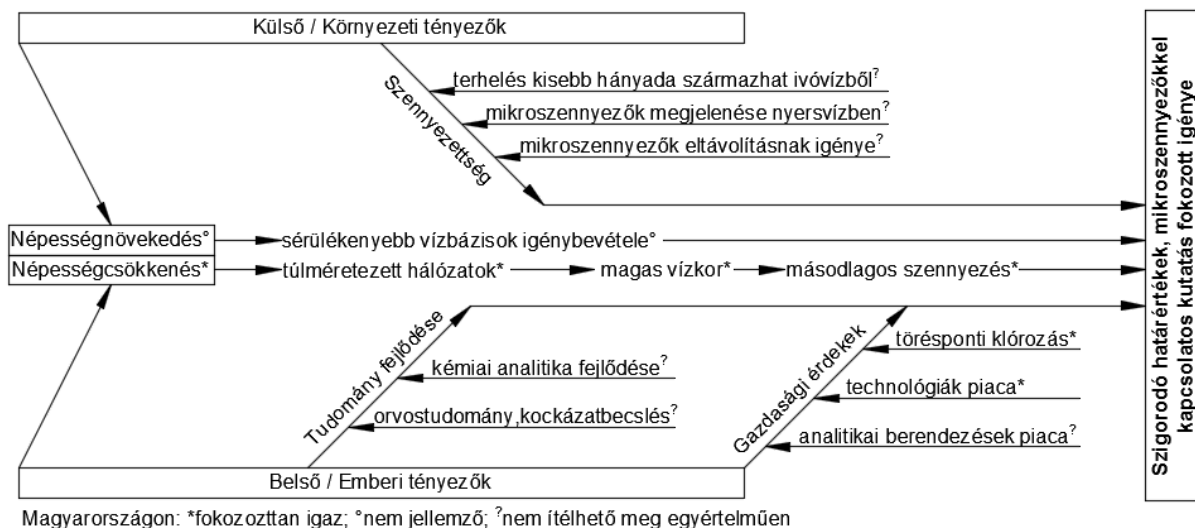
Keywords: disinfectant, kinetics, micro pollutant, modeling

A kézirat benyújtásának dátuma (Date of the submission): 2019.02.05.

A kézirat elfogadásának dátuma (Date of the acceptance): 2019.03.10.

BEVEZETÉS

A közelmúltban és mind a mai napig az ivóvízzel kapcsolatos mennyiségi és minőségi igények növekedését illetve szigorodást tapasztaltuk. Ez a tendencia várhatóan a jövőben is folytatódni fog, több elháríthatatlan, vagy csak alig kivédhető okból. Az 1. ábra összefoglalja az ivóvíz mikroszennyező anyagainak vizsgálatát szükségessé tevő körülményeket.



1. ábra Mikroszennyezők terjedésének vizsgálatát kényszerítő tényezők (saját szerkesztés)

Az egyik alapvető ok a környezet egyre nagyobb háttérszennyezettsége, emiatt pedig az egyéneket érő terhelések növekedése. [1] Ezért az ivóvízből az egyént érő terheléseknek csökkenniük kell, amennyiben a teljes kockázatot növekedése nem megengedett. Nem elhanyagolható azonban a gazdasági növekedés kényszere jelentette hatás. Mára gyakorlatilag a szerves mikroszennyező anyagok köre maradt az egyetlen olyan vegyületcsoport, amelyből új anyagok kerülnek elő. Ezen anyagok esetében nem hosszú és rövidtávú hatások nagy bizonytalansága, hanem terjedésüket és keletkezésüket meghatározó paraméterek nagy bizonytalansága is nehézségeket okoz. Hazai viszonylatban szerencsére a környezet szennyezettsége egyelőre még nem jelenik meg kényszerítő erőként, hiszen a hazai ivóvíz jelentős hányada védett, felszín alatti vízkészletekből származik, néhány régebbi, kis kiterjedésű ipari szennyezéstől eltekintve antropogén szennyezés veszélye nem áll fenn olyan fokozottan mint a világ más országaiban. Azonban (elsősorban a medence jelleg miatt) nem elhanyagolható a határokon kívülről érkező terhelések jelentősége sem, amely az ivóvíztermelés mintegy felét adó felszíni és felszín közeli vízbázisokat érintheti. Ezért fel kell készülni a környezet szennyezettebbé válása miatt a nyersvízben előforduló, a tisztítási technológiák kialakítása során eddig nem vizsgált szerves mikroszennyező anyagok megjelenésére is.

Az emberi tényezők és következményeik között nem elhanyagolható kényszerítő erő a mikroszennyezők kutatásának irányában a gazdasági szereplőknek az a szándéka, hogy egyre fejlettebb és egyre nagyobb profitot generáló tisztítási technológiákat értékesíthessenek a piacon. Az Európai Unió arzenre előírt 10 µg/L-es határértékével párhuzamot vonva, nem nehéz hasonlóságokat találni a szerves mikroszennyezők problémakörével: a határérték bizonytalanságokat tartalmazó kockázatbecslés alapján kerülhet csak megállapításra, az érintettek terhelése és az egyéb kockázati tényezők régióként erősen változnak, az eltávolítási technológia költséges, a kötelezően alkalmazandó ellenőrző analitikai módszerek drágák és a különböző, eltérő hatású vegyületeket bizonytalanul képesek csak egymástól elkülönítve mérni. Mindenképp indokolt tehát, hogy a szerves mikroszennyezők esetében a terjedést minél

pontosabban lehessen számítani, hogy a kockázatbecslésnél elkerülhessük az olyan túlzásokat, amelyek az ivóvízminőség javító program során előfordultak.

A hazai viszonyok kapcsán ki kell még emelni a hálózatok túlméretezettségéből és a vízigények csökkenéséből származó magas vízkort, amely elsősorban a fertőtlenítési melléktermékek keletkezésnek kedvez az elosztórendszerben. Ez körülmény kombinálva a tisztítási technológiák felújítása során nagy számban alkalmazott törésponti klórozással előrevetíti, hogy a fertőtlenítési melléktermékek hálózatban való terjedését szükséges lesz tanulmányozni. Ez nem csak a kockázatbecslés érdekében, hanem a napi üzemeltetés fejlesztéshez, melynek a klóradagolás meghatározó eleme, szükséges lesz. [2] Ennek a kutatásnak az első lépése maguknak a fertőtlenítőszernek, jelen esetben a leggyakrabban alkalmazott aktív klórformák terjedésének vizsgálata. Ezen ismeretek birtokában válik majd lehetségessé a mikroszennyezőkkel kapcsolatos vízminőségi modellezés. A klór átalakulásnak leírására rendelkezésre álló összefüggések után egy vízelosztó hálózat hitelesített hidraulikai modelljén szemléltetésre kerül a vízminőségi modellezés érzékenysége, azaz hogy a klór átalakulását leíró paraméterek bizonytalansága milyen mértékben képes befolyásolni a végeredményt.

AKTÍV KLÓRFORMÁK KINETIKÁJÁNAK LEÍRÁSA

A klórt, mint fertőtlenítőszeret régóta, az 1847. évtől [3] hatékonyan használják az ivóvíz előállítása során, ezért viselkedéséről bőségesen állnak rendelkezésre adatok a szakirodalomban. A víztisztítási technológia során fellépő reakciók itt nem kerülnek bemutatásra, mert az eljárások és a klórral reagáló anyagok sokfélesége ezt nem teszi lehetővé. Az itt ismertetett vizsgálat elsősorban az aktív klór hálózatbeli mennyiségére összpontosít és a beadagolt klór mennyiségét, a tisztított víz minőségét és a hálózat hidraulikai viszonyait tekinti rögzített kezdeti feltételnek.

A számítógépes vízminőségi modellezés során a vizsgálni kívánt vegyületek időbeli átalakulását leíró egyenleteket kell megadni. Bonyolítja a helyzetet, ha különböző komponensekre vonatkozó egyenletek nem függetlenek egymástól, nemlineáris egyenletrendszert alkotnak, amely csak iteratív úton oldható meg (feltéve hogy az egyenletrendszer helyes és létezik fizikailag értelmes megoldása). A klór esetében általában a klór fogyását szokás vizsgálni, az egyéb klórral reagáló vegyületektől függetlenül, úgy hogy a befolyásoló tényezők az egyenletben egy paraméter értékén keresztül jelennek meg. A klórfogyás sebessége a vztérben [4]:

$$r(t) = \frac{dC(t)}{dt} = -K_b \cdot C(t) \quad (1)$$

$$C(t) = \int_0^t r(t) dt = C_0 \cdot e^{-K_b t} \quad (2)$$

Ahol r a klórfogyás sebessége, tömeg/(térfogat·idő) dimenzióban, C az aktív klór koncentrációja (például mg/L), K_b a sebességi állandó (a klórfogyást elsőrendű reakcióként értelmezve dimenziója: idő⁻¹). A befolyásoló tényezőktől függően (vízhőmérséklet, redukáló anyagok mennyisége, turbulencia) K_b értéke széles határok között változhat. Ismert továbbá, hogy a gyakorlatban a klór fogyását nem feltétlenül a fenti elsőrendű reakció írja le, hanem a törtrendű reakcióként is leírható, ismertek példák, amikor a törtrendű összefüggés jobban közelíti a mért eredményeket. [4] Alkalmazható még két komponensű, másodrendű kinetikát használó modell (2R modell), azonban ez utóbbi két komponenst vesz figyelembe, gyorsan és

a lassan redukáló frakciókat, ezeket azonban nehéz a gyakorlatban elkülöníteni és kalibrációra felhasználni. [5]

A szilárd-folyadék határfelületen lejátszódó reakciók (például aktív klór reakciója a cső falát borító biofilmen) leírása bonyolultabb, hiszen figyelembe kell venni a diffúziót is, aminek segítségével a klór eljut a szilárd felületig. A klórfogyás sebessége a határfelületi reakciók miatt:

$$r(t) = \frac{dC(t)}{dt} = -\frac{A}{V} K_w \cdot C(t) \quad (3)$$

Ahol A/V a felület térfogat arány (egységnyi csőhosszra jutó felület, $A/V = 4/d$, ahol d a cső belső átmérője kör keresztmetszet esetén). K_w a határfelületi reakció sebességi állandója (dimenziója hossz/idő). Ez utóbbi állandó tartalmazza a tényleges reakció sebességi állandóját és a diffúzió sebességi állandóját is. K_b és K_w tapasztalati értékét mérésrel meg lehet határozni: előbbihez egy inert anyagú edényben kell mérni a klórfogyási sebességet, utóbbihoz ismert nagyságú, klórral reagáló anyagot tartalmazó felületet kell az edénybe helyezni és mérni a koncentrációt az idő függvényében. Azonban K_w mérésekor a turbulencia, a felület alakja már jóval nagyobb szórást fog eredményezni az eredményekben. K_w értékén belül a diffúzió sebességét meghatározni a gyakorlati alkalmazáshoz már csak nagyon körülményesen volna lehetséges. Ezért egy adott vízellátó rendszer vizsgálatokor célszerű csak az (1) és (2) egyenletet használni és a csőfalon fellépő reakciók miatti klórfogyást részleteiben csak indokolt esetben vizsgálni.

A határfelületi reakciók leírásához hasonlóan a több komponens felhasználó modellek hitelesítése komoly nehézségekbe ütközik. Ezért a kiemelten fontos a fertőtlenítőszer, így a klór átalakulásait is leíró összefüggések minél megbízhatóbb mért adatokkal történő hitelesítése.

Klórfogyás sebességi állandók értékei

A klórtartalmat csökkentő reakciók sebességi állandóira a szakirodalmi adatok széles skálája áll rendelkezésre. Az 1. táblázatban felsorolásra került néhány jellemző érték.

| Környezeti feltételek | K_b (d ⁻¹) (elsőrendű) | Forrás |
|-----------------------|--------------------------------------|--------|
| T = 13 °C | 0.27 | [6] |
| T = 6-20 °C | 1,44-4,56 | [7] |
| T = 13,2-22,2 °C | 0,082 – 17,7 | [8] |

1. táblázat Klórfogyás sebességi állandói különböző szerzők szerint (saját szerkesztés)

Mint az az 1. táblázatban látható a sebességi állandó értéke igen széles tartományban mozoghat. A szakirodalom számos összefüggést leírt, amely a kinetikai paraméterek környezeti tényezőktől való függését adja meg. Az aktív klór esetében ezek a fő paraméterek a teljesség igénye nélkül az alábbiak.

Hőmérséklet

A magasabb hőmérséklet a klórfogyás sebességét növeli. Fisher és társai a 2R model vizsgálatával bizonyították, hogy a klórfogyás sebességi állandója az Arrhenius egyenletet követi és a hőmérséklettel exponenciálisan nő. [9] Azonban továbbra is problémát jelent a hálózatok vizsgálatokor, hogy a nem csak a klór reakcióinak sebessége, hanem például a diffúzió sebessége vagy a biofilm aktivitás is növekszik a hőmérséklettel, ami a klór fogyási sebességét tovább módosíthatja.

Szerves anyag

A szerves anyag mennyisége az egyik legtöbbet vizsgált paraméter, nem csak a klórfogyást előidéző hatása miatt, de a fertőtlenítési melléktermékek kapcsán is. A problémát elsősorban a szerves vegyületek sokfélesége jelenti, ami miatt általában valamilyen összefoglaló, indikátor paraméterekkel próbálják jellemezni a szerves anyagok mennyiségét. Így leírták már a klórfogyás és a kémiai oxigénigény (KOI), az UV-abszorbancia (UV-254), az összes szerves szén (TOC), stb. kapcsolatát is. A többlet szervesanyag a klórfogyási sebesség növekedését okozza. A kémiai oxigénigény esetében az összefüggés exponenciálisnak tetelezhető fel. [10]

Kezdeti klórkoncentráció

Mivel a klór és általában a fertőtlenítőszer reakciói első, vagy magasabb rendű kinetikát követnek, a klórfogyás sebessége mindig függvénye lesz a pillanatnyi és így a kezdeti koncentrációnak is. Az összefüggés szintén exponenciális jellegű, a magasabb kiindulási koncentrációhoz gyorsabb átalakulás tartozik.

További szerzők összefüggéseket állítottak fel a csó anyaga, a csófal érdessége és a klórfogyás között [11], illetve az egyéb redukáló anyagok jelenlétének hatását is vizsgálták. [12] Ugyancsak nem elhanyagolható a turbulens áramlás hatása sem, mely a diffúziót és a biofilmhez történő eljutást jelentősen befolyásolja. [13]

JAVASLAT KLÓR MENNYISÉGÉT BECSLŐ ELJÁRÁSRA

A vízminőségi modellezést nehezíti, hogy a K_b sebességi állandó (és más kinetikai paraméterek értéke) sem időben, sem térben nem állandó egy adott elosztó hálózaton. A sebességi állandó értékét a gyakorlatban lehetetlen meghatározni a hálózat minden egyes pontján, a nap minden percében. A laboratóriumi körülmények között kísérletek pedig csak korlátozottan alkalmazhatóak egy működő elosztó hálózaton.

Rendelkezésre állnak számítástechnikai és matematika eszközök, amelyek inverz kalibráció segítségével képesek a mért adatok segítségével a hálózat egyes pontjaira vonatkozó adatokból a sebességi állandókat kiszámítani. Hasonló, adatvezérelt módszerek sikeres alkalmazását írták le Gibb és társai. [14]

Azonban a hálózatról vehető minták száma korlátozott, az inverz kalibrációhoz szükséges egyidejű hidraulikai peremfeltételekről szóló adatok mennyisége pedig nagy. A hálózat egészén a körülmények változékonysága térben és időben olyan nagymértékű és a mérési pontok száma olyan alacsony, hogy az inverz kalibrációval meghatározott érték is csak a hálózat egy adott kiterjedésű részét vagy egészét jellemző, átlagos érték lehet.

Ezeket a problémákat nem szünteti meg, de az inverz kalibráció helyett a számítás folyamatát leegyszerűsíti a következő becslő eljárás. A hálózathidraulikai modell segítségével csak a vízkort kerül meghatározásra (illetve azok időtartamok, ami a klór beadagolás és a vizsgált pontig tartó eljutása közt eltelik, ha a hálózaton belül több ponton is történik adagolás). A reakcióidő így ismertnek tetelezhető fel. Ismert továbbá a beadagolt klór mennyisége, hiszen a beadagolás kevés számú és jól meghatározott ponton történik, így a kiindulási koncentráció jól meghatározható.

Ezek után a hálózat megfelelő számú, ismert vízkorral rendelkező pontjáról minta vehető és az aktív klórtartalom meghatározható. A kezdeti klórtartalom, az eltelt idő és a végső klórtartalom ismertében a sebességi állandó kiszámítható. Ezzel a módszerrel a több sebességi állandót tartalmazó modellek kalibrációja sem okoz gondot, hiszen annyi egyenletre van szükség, ahány ismeretlen sebességi állandó szerepel a klórfogyásra felállított összefüggéseinkben. Így minimálisan elegendő annyi ismert vízkorral rendelkező pontról mintát venni, ahány paraméterre kalibrálni szükséges az egyenletrendszer. Ha több komponens is bevezetésre kerül, akkor a mintavételi pontok száma ennek megfelelően tovább nő.

Ezzel az egyszerűsítéssel elhanyagolásra kerülnek a hálózat térbeli egyenetlenségei és a hálózat egy részére, vagy egészére vonatkozó sebességi állandók képezhetők. A továbbiakban bemutatásra kerül egy vizsgálat és annak eredménye, arra nézve, hogy ez az egyszerűsítés, a vízkor alapján történő számítás mekkora hibát jelent egy olyan számítógépes modellhez képest, ahol térben (például a különböző csőanyagok miatt) változik a sebességi állandó értéke.

A vizsgálatokhoz használt modell

A vizsgálatokhoz egy létező település EPANET programban elkészített hidraulikai modellje került felhasználásra. A modell bekötési vízmérőig tartó részletességű, tartalmazza a tűzcsapokat és közkifolyókat, 4362 csomópontból és 4426 összekötő élből (csőből) áll. A tűzcsapokon vízkivétel nincs, így ott a vízkor a modell futatási idejével, 168 órával egyezik meg (ezek a képen piros színnel jelennek meg). A 2. ábrán látható az elosztóhálózat és a jellemző vízkor.



2. ábra Vízkorok a vizsgált településen (saját szerkesztés)

A település két vezetéken csatlakozik egy regionális vízellátó vezetékre. A modell hidraulikai kalibrációjához rendelkezésre állt a SCADA rendszer alapján a betáplált vízmennyiségek időszora, illetve a hálózati szivattyúk jelleggörbéje. Ezek alapján a regionális vezeték leegyszerűsítve, állandó nyomást biztosító peremfeltételként került megadásra, úgy, hogy a benne áramló vízmennyiség a valós értékeknek megfelelően. A településen belüli vízfogyasztás a mért napi átlagfogyasztásnak megfelelően került megadásra, a vízfogyasztás napi ingadozását leíró menetgörbe mellett.

A vízkor a település mintegy 75%-án 30 óra alatti, de a végágakon sem haladja meg az 50 órát, ami igen kedvezőnek tekinthető. A regionális vezetékbe történő a betáplálás helyén 1 mg/dm^3 aktív klórtartalom került megadásra. A teljes hálózaton egységesen $K_b = 0,5 \text{ d}^{-1}$ sebességi állandót feltételezve az (1) és (2) egyenletek szerint, a klórtartalom $0,3\text{-}0,9 \text{ mg/dm}^3$ tartományban változik a településen belül, ami a valós viszonyoknak nagyságrendileg megfelel.

Az egyszerűsítés okozta eltérés vizsgálata

A csupán vízkor alapján történő egyszerűsített számítás okozta eltérések mértékének meghatározására két, egymástól különböző, de nem független módszerrel került meghatározásra és összehasonlításra az aktív klórtartalom. Az első módszer során a fenti modell vezetékére a K_b értékek $0,5 \text{ d}^{-1}$ várható értékű és $0,175 \text{ d}^{-1}$ szórású valószínűségi változóként kerültek hozzárendelésre. Ezzel olyan hálózatot nyerhető, ahol a klórfogyás sebességi állandója térben véletlenszerűen változik, ahogyan azt egy valós hálózattól is

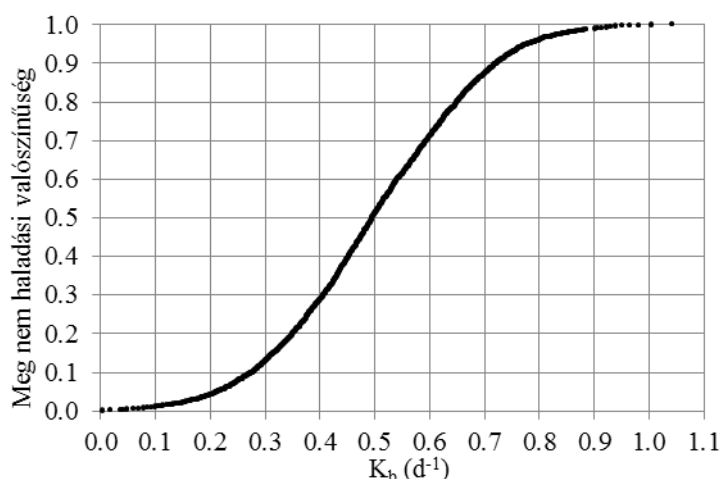
elvárjuk. Ezek után megtörtént a modell futtatása, aminek segítségével minden egyes csomóponton ismertté vált a klórkoncentráció az idő függvényében.

Második módszerként a vízkor alapján történő egyszerűsített számításhoz az előző futtatás eredményeiből öt kiválasztott csomóponton, amelyek az előző modellfuttatás alapján különböző, ismert vízkorral rendelkeznek, lekérdezésre került a klórkoncentráció. A kiválasztott csomópontok a 2. ábra szerint a hálózat végpontjai (1774, 435, 3933, 3516, 3387). A kiválasztott csomópontokon fellépő különböző vízkorok függvényében ábrázolva a klórkoncentrációt, a (2) egyenlet szerinti függvényt illesztve K_b értéke meghatározható. A végpontokon mérhető értékekből kapott sebességi állandók jellemzik legjobban a hálózat egészét, hiszen a víz a hálózat nagyobb részén haladt át, amíg a végpontokig elért.

Ezek után ebből a kalibrációból kapott sebességi állandó átlagos értékével a vízkor alapján kiszámításra került a hálózat összes pontjára egy adott időpontban a klórkoncentráció, hálózathidraulikai modellel és a vízkor alapján történő kézi számítással is. Ezeket össze lehet vetni az első módszer eredményével és az egyszerűsítés okozta hibák vizsgálhatóak.

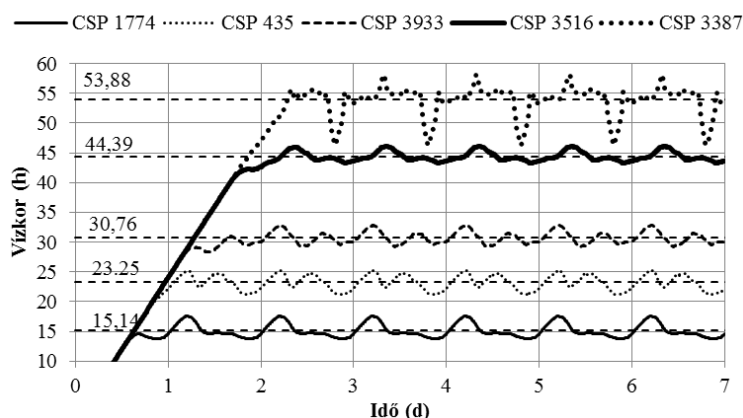
A vizsgálat eredményei

Az első módszer alkalmazása során a 4426 darab csövön a reakció sebességi állandó eloszlásfüggvénye a 3. ábra szerint került megadásra. A K_b állandó értéke így a hálózat csöveiben 80%-os valószínűséggel 0,276 – 0,724 d^{-1} érték között alakul.



3. ábra K_b értékek eloszlásfüggvénye a modell hálózat csövein (saját szerkesztés)

A modell 168 órás futtatása során a kiválasztott öt csomóponton a valóságos mintavétel szimulációjaként a 128. órában mért eredmények kigyűjtésre kerültek. Az időpont a vízkor (és vele együtt a klórkoncentráció) közel állandó szintre történő beállása alapján került kiválasztásra. A 4. ábrán látható, hogy 3 nap után a vízkor közel állandó értékre áll be és már csak a napon belüli vízfogyasztás változás miatt ingadozik egy átlagos érték körül. Ezek a 3. nap után szimulációval becsült átlagos értékek képezik a továbbiakban az adott csomópontokra vett vízkor értéket, ami alapján a klórfogyás sebességi állandója meghatározásra kerül.



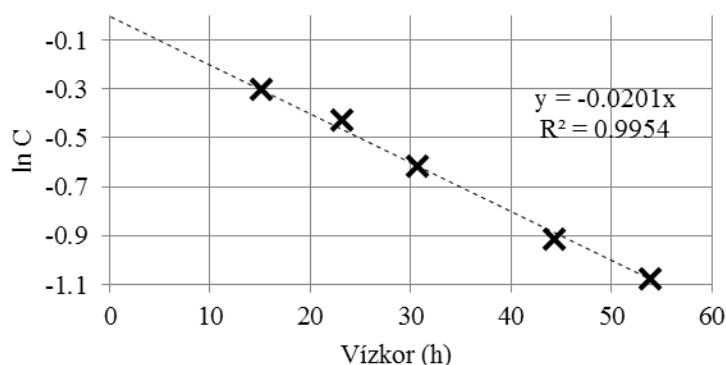
4. ábra Vízkor időszora a mintavételi pontokon a modellfuttatás során (saját szerkesztés)

Az öt különböző vízkor és a hozzájuk tartozó koncentráció a 2. táblázatban látható. Az eredmények megfelelnek annak az elvárásnak, hogy magasabb vízkor esetén a klórkoncentráció kisebb lesz, így a modell valószínűsíthetően elemi hibákat nem tartalmazott.

| Csomópont | Átlagos vízkor (h) | C (mg Cl ₂ /dm ³) | ln C |
|-----------|--------------------|--|----------|
| 1774 | 15.14 | 0.74 | -0.30111 |
| 435 | 23.25 | 0.65 | -0.43078 |
| 3933 | 30.76 | 0.54 | -0.61619 |
| 3516 | 44.39 | 0.4 | -0.91629 |
| 3387 | 53.88 | 0.34 | -1.07881 |

2. táblázat A hálózat öt pontján előálló vízkor és klórtartalom a 128 óra futtatás után (saját szerkesztés)

A vízkor függvényében ábrázolva a koncentráció természetes alapú logaritmusát, majd az adatokra egyenest illesztve a legkisebb négyzetek módszerével, az egyenes meredeksége megadja a sebességi állandó értékét. A regressziós egyenes kényszerfeltételként átmegy az origón, mivel a kiindulási klórtartalom itt 1 mg/dm³ volt (vagy az origó helyett a kiindulási klórtartalom logaritmusának megfelelő értéken). Az illesztés eredménye a 5. ábrán látható.

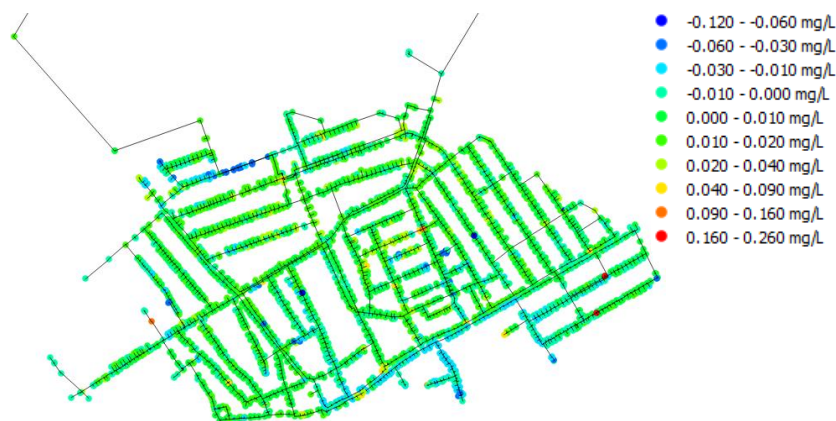


5. ábra ln C – vízkor összefüggése (saját szerkesztés)

A nem tökéletes illeszkedés jelen esetben a sebességi állandó térben változó véletlenszerű értékének, valamint a vízkor ingadozásának tudható be. Eltérést okoz még az elméleti összefüggéstől az áramlási irányok váltakozása és a különböző korú vizek keveredése. Az

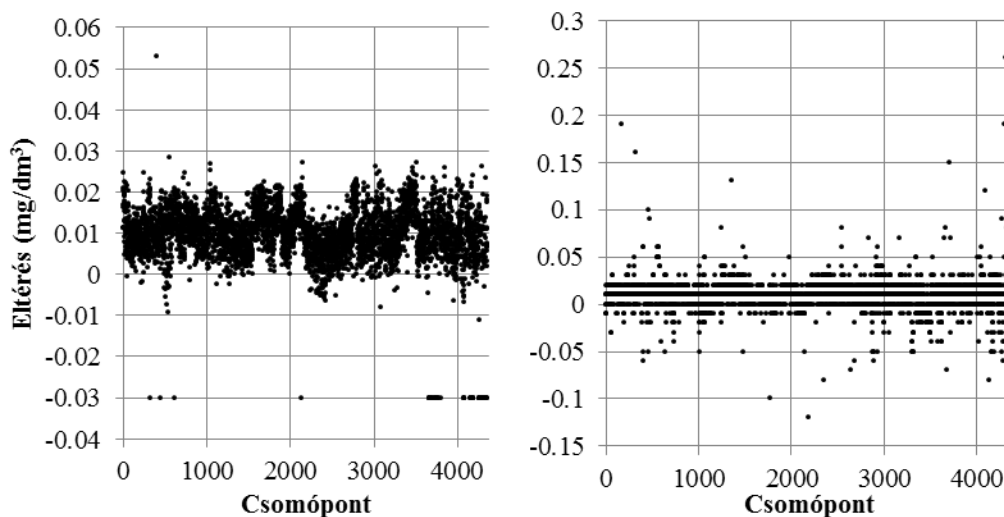
illesztés eredménye szerint a sebességi állandó $K_b = 0,0201 \text{ h}^{-1} = 0,4824 \text{ d}^{-1}$ ami igen jól közelíti a hálózatra megadott $0,5 \text{ d}^{-1}$ várható értéket.

Végül az így kiszámított $K_b = 0,4824 \text{ d}^{-1}$ érték hozzárendelésre került a modell összes csővezetékéhez. Ismételt lefuttatás után lekérdezés készült az összes csomóponton mérhető klórtartalomra a 168. órában, az eredeti, véletlenszerű sebességi állandókkal rendelkező csöveket tartalmazó modellre és a második, csak a kalibrációval nyert K_b értéket tartalmazó modellre is. A 4362 darab csomóponton mért eredményeket egymásból kivonva megállapíthatóvá vált, hogy a kétféle modell közötti eltérés néhány kiugró ponttól eltekintve minimális. Az egyes csomópontokon jelentkező eltéréseket a 6. ábra mutatja.



6. ábra Eltérés a véletlenszerű térbeli eloszlású sebességi állandókkal és a kalibráció alapján egy átlagos sebességi állandóval számított klórtartalmak között a modellhálózat csomópontjain (saját szerkesztés)

Amennyiben nem kívánjuk a vízminőségi számításokat is a hálózathidraulikai modellel végeztetni, akkor egyetlen klóradagolási pont esetén megtehetjük, hogy a (2) egyenletből, pusztán a vízkor alapján számítjuk a klórkonzentrációt. Meglepő módon ebben az esetben az eltérések értéke majdnem tízszer kisebb határok között ingadozik, mint a modellszámítás esetén, ahogy az a 7. ábrán is látható.



1. ábra Eltérések a számítógépes modell (jobb oldali ábra) és a vízkor alapján kézzel számított klórtartalmak (bal oldali ábra) között a hálózat csomópontjain (saját szerkesztés)

Az eltérés egyik oka, hogy a számítógépes modell csak $0,01 \text{ mg/dm}^3$ pontosság elérésig végzi az iterációt, ezért a jobb oldali ábrán látható eltérések is a $0,01$ többszöröse lehetnek csak. Ezzel szemben a (2) egyenlet eredménye több értékes jegyet szolgáltat. Ehhez persze meg kell jegyezni, hogy az aktív klór mérése MSZ 448/25-81 szabvány szerinti DPD-s fotometriás

módszer csak a 0,03-4,0 mg Cl₂/dm³ tartományban, legjobb esetben is csak 0,01 mg/dm³ élességgel szolgáltat eredményt. [15]

KÖVETKEZTETÉSEK, TOVÁBBI VIZSGÁLATI IRÁNYOK

Az eredményekből látható, hogy bár a csővezetékekben a klórfogyás sebességi állandója akár ±50%-ot is ingadozik, az modell egészére alkalmazott sebességi állandóval számított értékekben a pontosabb modellhez képest a 4362 darab csomópont több mint 95%-án csak mintegy -0,03...+0,04 mg/dm³ eltérés mutatkozik. Tehát a sebességi állandó értéke elfogadható hibával meghatározható a modellszámítás alapján becsült vízkorok és a pontszerű mintavételekből származó mérési eredmények alapján. Az így felállított sebességi állandóval dolgozó modell eredményei nem térnek el a részletesebb modellétől, mindaddig, amíg a hidraulikai peremfeltételek jól meghatározottak.

Az itt leírt egyszerűsítő, vízkor alapján történő számítási módszer legnagyobb problémája abban az esetben jelentkezik, ha a hálózaton egynél több forrás (klóradagolási pont) is jelen van, vagy az adagolási pont nem esik egybe a 0 tartózkodási időnek megfelelő vízkorral. Ilyen esetben hiába hiteles a hidraulikai modell és a vízkor számítása, a különböző tartózkodási idővel rendelkező klórt tartalmazó vizek keveredését a vízkor alapján történő számítás nem fogja megfelelően leírni, hiszen a vízkor nulladrendű kinetika szerint növekszik, míg a klórfogyás valamilyen magasabb rendű reakció szerint zajlik. A probléma közelítő megoldása lehetséges úgy, hogy minden fertőtlenítőszer beadagolási ponton nulladrendű kinetikával, egységnyi sebességi állandóval rendelkező jelzőanyag betáplálást feltételezünk, így számítható lesz a különböző beadagolási pontok eredményeképpen előálló átlagos tartózkodási idő, aminek segítségével az itt leírt egyszerűsítő eljárás már alkalmazható.

A vizsgálat javasolt menete így a következőképpen foglalható össze. Először a vízkor meghatározása kell, hogy megtörténjen, hiszen ez a paraméter olcsón, nagyszámú és pontosan mérhető vízhozam, valamint nyomás peremfeltételből, egyszerű hidraulikai kalibrációval kellő pontossággal megbecsülhető. Ezt követően a betáplált klórmennyiség és a betáplálási pontok helyzete alapján jól meghatározott vízkorral rendelkező mintavételi pontokon mért klórtartalmakból becsülhetőek a hálózat egészére, vagy egy nagyobb részére jellemző kinetikai paraméterek alapján. Ezek birtokában további összefüggések állíthatóak majd fel a vízkor-klórtartalom-fertőtlenítési melléktermék koncentrációk között. Ezekből a fogyasztókat érő terhelés már megbecsülhető és bemeneti adatként szolgálhat a kockázatok megítéléshez. Ennek a módszernek az alkalmazásakor és a település egészének vizsgálatakor nem feltétlenül szükséges a térbeli eloszlások részletes vizsgálata sem (bár a rendelkezésre álló térinformatikai eszközökkel a lehetséges elemzések nagyon sokrétűek), hanem elegendő a fogyasztási pontokra vonatkozó statisztikák vizsgálata, mely a mérési adatok bizonytalanságának becsülésével együtt nem csak a terhelés mértékéről, hanem a számított értékek megbízhatóságáról is azonnal információt szolgáltat.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap (ESZA) társfinanszírozásával valósul meg (a támogatási szerződés száma: EFOP-3.6.1-16-2016-00025, projekt címe: A vízgazdálkodási felsőoktatás erősítése az intelligens szakosodás keretében).

"The Project is supported by the European Union and co-financed by the European Social Fund (grant agreement #: EFOP-3.6.1-16-2016-00025, project title: Strengthening higher education in water management through intelligent specialization).

FELHASZNÁLT IRODALOM

- [1] HANKÓ M.; FÖLDI, L.: *A környezeti kockázatok elemzése*; Hadmérnök IV. 4. (2009) 39-48. o.
- [2] BEREK, T.; DAVIDOVITS, ZS.: *Vízbiztonsági terv szerepe az ivóvízellátás biztonsági rendszerében* Hadmérnök VII. 3. (2012) 14-25. o.
- [3] BITTON, G.: *Microbiology of drinking water distribution*, Hoboken: John Wiley and Sons, 2014.
- [4] ROSSMAN, L.A.: *EPANET 2 Users manual*, Cincinnati: U.S. Environmental protection Agency, 2000.
- [5] FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A.: *Evaluation of suitable chlorine bulk-decay models for water distribution systems*; Water Research 45 (2011) 4896-4908. o.
- [6] MONTERIO, L.; FIGUEIREDO, D.; DIAS, S.; FREITAS, R.; COVAS, D.; MENAIA, J.; COELHO, S.T.: *Modeling of chlorine decay in drinking water supply systems using EPANET MSX*; Periodica Engineering 70 (2014) 1192-1200. o.
- [7] FANG, H; WEST, J.R.; BARKER, R.A.; FORSTER, C.F.: *Modelling of chlorine decay in municipal water supplies*; Water Resources 33 12 (1999) 2735-2746. o.
- [8] VASCONCELOS, J.J.; Rossman, L.A.; Grayman, W.; Boulos, F.P.; CLARK, R.: *Kinetics of chlorine decay*; Journal – American Water Works Association 89 7 (1997) 54-65. o.
- [9] FISHER, I.; KASTL, G.; SATHASIVAN, A.: *A suitable model of combined effects of temperature and initial condition on chlorine bulk decay in water distribution systems*; Water Research 46 (2012) 3293-3303. o.
- [10] AL, H.S.: Effects of water quality characters on chlorine decay in water distribution networks. Budapest: Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar, 2017 (PhD értekezés)
- [11] KOWLASKA, B.; KOEALSKI, D.; MUSZ, A.: *Chlorine decay in water distribution systems*; Environmental protection engineering 32 2 (2006) 5-16. o.
- [12] AREVALO, J.M.: Modeling of chlorine and chlorine decay in a pilot distribution system. Orlando: University of Central Florida, 2007 (PhD dissertation)
- [13] PAPP T.; KARCHES, T.: Evaluation of mixing in anoxic tanks in wastewater treatment. In. FÜLÖP A.; IVÁNYI P. (szerk.): *13th Miklós Iványi International PhD & DLA Symposium - Abstract Book : Architectural, Engineering and Information Sciences*, Pécs: Pollack Press, 2017. 104. o.
- [14] GIBBS, M.S.; MORGAN, N.; MAIER, H.R.; DANDY, G.C.; NIXON, J.B.; HOLMES, M.: *Investigation into the relationship between chlorine decay and water distribution parameters using data driven methods*; Mathematical and Computer Modelling 44 (2006) 485-498. o.
- [15] MSZ 448/25-81 Ivóvízvizsgálat: Aktív klórtartalom meghatározása.