

HIDROLÓGIAI KÖZLÖNY



A MAGYAR HIDROLÓGIAI TÁRSASÁG LAPJA • 101. ÉVF. 4. SZÁM • 2021
HUNGARIAN JOURNAL OF HYDROLOGY • VOL 101. No. 4. • 2021





Hidrológiai Közlöny

A Magyar Hidrológiai Társaság lapja
Megjelenik háromhavonként

Főszerkesztő

Fehér János

Szakszerkesztők

Ács Éva
Konecsny Károly
Nagy László

Olvasószerkesztő

Szlávik Lajos

Szerkesztőbizottság elnöke

Szöllősi-Nagy András

Szerkesztőbizottság tagjai

Ács Éva, Bakonyi Péter, Baranyai Gábor,
Baross Károly, Bíró Tibor, Bogárdi János,
Bozán Csaba, Csörnyei Géza, Engi
Zsuzsanna, Fehér János, Fejér László,
Gayer József, Hajnal Géza, Honti Márk,
Ijjas István, Józsa János, Kerekesné Steindl
Zsuzsanna, Kling Zoltán, Konecsny Károly,
Koris Kálmán, Kovács Sándor,
Kuti László, Licskó István, Major
Veronika, Melicz Zoltán, Nagy László,
Rákosi Judit, Rátky István, Román Pál,
Szilágyi Ferenc, Szlávik Lajos,
Szűcs Péter, Tamás János, Ungvári Gábor

Kiadó

Magyar Hidrológiai Társaság
1091 Budapest, Üllői út 25. IV. em.
Tel: +36-(1)-201-7655
Fax: +36-(1)-202-7244
Email: titkarsag@hidrologia.hu
Honlap: www.hidrologia.hu
A Kiadó képviselője: Szlávik Lajos, a
Magyar Hidrológiai Társaság elnöke

Hirdetés

Magyar Hidrológiai Társaság Titkarsága
1091 Budapest, Üllői út 25. IV. em.
Telefon: (1)-201-7655 Fax: (1)-202-7244
Email: titkarsag@hidrologia.hu

Indexelik

Appl. Mech.; Rew. Chem.; Abstr.
Fluidex; Geotechn. Abstr.; Meteor /
Geostrophys. Abstr. Sei.; Water Res.
Abstr.

Index: 25374
HU ISSN 0018-1323

Tartalomjegyzék

SZAKCIKKEK

Knisz Judit és Vadkerti Edit: A klímaváltozás hatása a szerves mikroszennyezők előfordulására	5
Goda Zoltán: Az éghajlatváltozás hatásai az oldott oxigén koncentrációjára parti szűrűsű vízbázisokban	18
Farkas Dávid: Szivárgáshidraulikai kisminta-modell igazolása terepi mérésekkel	26
Garai József: A klasszikus Terzaghi-féle globális egyensúlyi feltételek érvényességi határa	36
Garai József: A hidraulikus talajtörés komplex kritériumai	40
Nagy Eszter Dóra és Szilágyi József: Az ECMWF reanalízis idősorok hidrológiai alkalmazhatóságának vizsgálata az OMSZ homogenizált idősorainak függvényében, hazai közepes méretű vízgyűjtőkön	45
Szlabóczky Pál: Hidrogeológiai és mérnökgeológiai kérdések az Egri Bazilika és a Bélháromkúti Apátság felújításánál	52
Alshoufi, Hajar: Sekélyvízi hullámok precessziósan mozgó hengeres csatornában	65
FÓRUM	
Doroszlai Dénes: Hová tűnik a Barát-patak vize?	73
TÖRTÉNELMI PILLANATKÉP	
Fejér László: A 100 éve született Budavári Kurt emlékezete	77
KÖNYVISMERTETÉS	
Székely Ferenc: Integrated well flow modeling: theory, software, validation tests, field applications című könyvét ismerteti a szerző	78



Hungarian Journal of Hydrology

Journal of the Hungarian Hydrological Society
Published quarterly

Editor-in-Chief

János FEHÉR

Assistant Editors

Éva ÁCS

Károly KONECSNY

László NAGY

Copy Editor

Lajos SZLÁVIK

Editorial Board Chairman

András SZÖLLŐSI-NAGY

Editorial Board Members

Éva ÁCS, Péter BAKONYI, Gábor BARANYAI, Károly BAROSS, Tibor BÍRÓ, János BOGÁRDI, Csaba BOZÁN, Géza CSÖRNYEI, Zsuzsanna ENGI, János FEHÉR, László FEJÉR, József GAYER, Géza HAJNAL, Márk HONTI, István IJJAS, János JÓZSA, Zsuzsanna KERESKESNÉ STEINDL, Zoltán KLING, Károly KONECSNY, Kálmán KORIS, Sándor KOVÁCS, László KUTI, István LICSKÓ, Veronika MAJOR, Zoltán MELICZ, László NAGY, Judit RÁKOSI, István RÁTKY, Pál ROMÁN, Ferenc SZILÁGYI, Lajos SZLÁVIK, Péter SZÜCS, János TAMÁS, Gábor UNGVÁRI

Publisher

Hungarian Hydrological Society

H-1091 Budapest, Üllői út 25., Hungary

Phone: +36(1)-201-7655; Fax: +36(1)-202-7244;

Email: titkarsag@hidrologia.hu

Web: www.hidrologia.hu

Represented by: Lajos SZLÁVIK, President of the Hungarian Hydrological Society

Email: titkarsag@hidrologia.hu

Advertising

Secretariat of the Hungarian Hydrological Society

H-1091 Budapest, Üllői út 25., Hungary

Phone: +36(1)-201-7655. Fax: +36(1)-202-7244

Email: titkarsag@hidrologia.hu

Indexed in

Appl. Mech.; Rew. Chem.; Abstr.

Fluidex; Geotechn. Abstr.; Meteor /

Geostrophys. Abstr. Sei.; Water Res.

Abstr.

Index: 25374

HU ISSN 0018-1323

Contents

SCIENTIFIC PAPERS

Judit KNISZ and Edit VADKERTI: Impact of climate change on the occurrence of organic micropollutants 5

Zoltán GODA: Effects of climate change on dissolved oxygen concentrations in bank-filtered water bodies 18

Dávid FARKAS: Verification of a seepage hydraulic scale model by field measurements 26

József GARAI: Limitations on the classical Terzaghi hydraulic heave criterion 36

József GARAI: Complex criteria for hydraulic heave 40

Eszter Dóra NAGY and József SZILÁGYI: Comparison of the ECMWF reanalysis and the Hungarian Meteorological Service's homogenized time-series at three Hungarian catchments 45

Pál SZLABÓCZKY: Hydrogeological and engineering geological issues during the renovation of the Eger Basilica and Bélháromkút Abbey 52

Hajar ALSHOEFI: Shallow inertial waves in open cylindrical channel under precession 65

FORUM

Dénes DOROSZLAI: Where does the water of Barát Creek disappear? 73

HISTORICAL SNAPSHOT

László FEJÉR: The memory of Kurt Budavári, born 100 years ago .. 77

BOOK REVIEW

Ferenc SZÉKELY: Integrated well flow modeling: theory, software, validation tests, field applications – a review by the author 78

Előszó



A *Hidrológiai Közlöny* 101. évfolyam (2021) 4. számában megjelenő szakmai cikkek ismét változatos témákat tárgyalnak, kezdve a klímaváltozás felszíni és felszín alatti vízminőségre gyakorolt hatásától a különböző hidraulikai (szivárgáshidraulikai, buzgárképződés és hidraulikus talajtörési és sekélyvízi hullámok számításai) kérdéseken át a nevezetes épületek építéskori, illetve felújítási munkálatainak hidrogeológiai problémáig.

Knisz Judit és *Vadkerti Edit* szerzőpáros cikke tárgyalja a szerves mikroszennyezők antropogén hatásra felszíni vizekbe kijutásának módjait, a klímaváltozás hatását a szennyezőanyagok szállítására, valamint a különböző ökoszisztémák közötti áramlásokra. Bemutatja a hatásokra létrejövő lehetséges átalakulásokat, valamint összegzi az Európai Unió által támogatott SOLUTION project megállapításait arról, hogy milyen lehetőségek mutatkoznak a jövőbeni mikroszennyezők kezelésére a vízgyűjtőkön.

Szintén a klímaváltozás vízminőségre gyakorolt hatását vizsgálta *Goda Zoltán*, aki mérései alapján elemzi az oldott oxigén koncentrációjának változását parti szűrésű vízbázisokban. A tanulmány egy 11 hónapon át folytatott kutatómunka eredményeit foglalja össze, amely a Duna folyó és a bajai parti szűrésű vízbázis termelőkútjaira jellemző oxigénviszonyainak feltárására irányult. A kutatása során a $\delta^2\text{H}$ és a $\delta^1\text{H}$, valamint a $\delta^{18}\text{O}$ és $\delta^{16}\text{O}$ stabil izotópok arányának vizsgálatával sikerült meghatározni a kutakban a parti szűrt víz arányát is. Az eredmények kimutatták, hogy a vizsgált kutak vize 60-80%-ban felszíni víz eredetű. Ebből azt a következtetést vont le a szerző, hogy a parti szűrésű vízbázisok oxigénháztartásának éghajlatváltozási szempontú vizsgálata csak olyan esetekben adhat információt azok működésére, ahol a szűrt víz aránya kiemelkedően magas, és az oldott oxigén fogyása, valamint a mikrobiológiai szervezetek működése között egyértelmű korreláció állítható fel.

Magyarország közüzemi vízellátása több mint 90%-ban felszín alatti vízkészletekre telepített termelőkutakból történik. A termelőkutak hidraulikai méretezésének, modellezésének fontos lépése a modellezési eredmények érvényességének bizonyítása. Erre mutat be kisminta kísérleti eredményeket és azok próbaszivattyúzással történő ellenőrzését *Farkas Dávid* cikke.

Garai József a *Hidrológiai Közlöny* 101. évf. (2021) 2. számában megjelent hidraulikus talajtörés kialakulásának feltételeit bemutató cikkét folytatva, ebben a számban két cikket is megjelentet. Az elsőben vizsgálta a Terzaghi-féle globális egyensúlyi feltételek érvényességi határát a buzgárok kialakulásának szempontjából. A cikk végén a szerző egy rövid írásban egy szakmatörténeti érdekességet is megoszt az olvasókkal, amikor bepillantást nyújt a két kiemelkedő és nagytermészetű tudós, Terzaghi és Fillunger vitájáról a talajmechanika legfontosabb egyenletével kapcsolatban.

Ezt követően *Garai József* második cikkében a hidraulikus talajtörés komplex kritériumait fogalmazza meg, amikor az elméleti összefüggésekből levezetett lokális talajtörés egyensúlyi feltételeit hasonlítja össze korábbi laboratóriumi vizsgálatok eredményeivel. Az eredmények alapján választ keresett arra, hogy a talaj hány százalékának kimosódása vezethet buzgár kialakulásához.

Nagy Eszter Dóra és *Szilágyi József* szerzőpáros cikke a közepes méretű hazai vízgyűjtőkről történő összegyűjtés hidrológiai vizsgálatával foglalkozik. Alapvetésük, hogy a napinál rövidebb összegyűjtési idővel rendelkező kisebb vízgyűjtők hidrológiai modellezéséhez nélkülözhetetlen a napinál részletesebb hidrometeorológiai idősorok rendelkezésre állása. Sajnálatos módon jelenleg az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) hálózatához tartozó állomások idősorai nem érhetőek el ingyenesen még kutatási célra sem. Így a szerzők alternatív megoldást kerestek, és megvizsgálták, hogy az Európai Középtávú Előrejelző Központ (ECMWF) reanalízis adatai alkalmasak lehetnek-e erre a célra. Vizsgálatuk alapján megállapították, hogy az ECMWF reanalízis adatok közvetlenül nem hasznosíthatók hosszútávú hidrológiai modellezésre, ezért a reanalízis idősorok hibakorrekciója mindenképp javasolt.

Műemlék építmények felújítása, turisztikai fejlesztése során gyakran felmerülnek történeti hidrogeológiai, építőanyag bányászati, valamint aktuális építéshidrológiai, mérnökgeológiai és vizes vonatkozású kőzetmechanikai, geotechnikai kérdések. *Szlabóczky Pál* tanulmányában az Egre Bazilika és a Bélháromkúti Apátsági Templom és Kolostor példáján mutatja be azokat az ismereteket, amelyek jól szolgálják a műemlékek felújításánál rendelkezésre álló, de elégtelen geomérnöki adatok spekulatív pótlásának lehetőségeit, és rámutat az ilyen sokrétű természeti-műszaki feladatok megoldásához nélkülözhetetlen szakmai és baráti kapcsolatok kutatástörténeti jelentőségére is.

A *Hidrológiai Közlöny* fő célja a vízzel és vízgazdálkodással kapcsolatos magas szintű szakmai ismeretek elsősorban magyar nyelven történő közzététele, a kapcsolatos tudás bővítése szakmai továbbképzés és oktatás céljából. Ezen elv alapján *Hajar Alshoufi* eredetileg angol nyelven benyújtott kéziratát sikerült magyar nyelven megjelentetni, köszönhetően kollégái fordítási segítségének. A szerző PhD disszertációja témáját feldolgozó cikkében bemutatja azt a sekélyvízi hullámegyenletet, melyet precессиós mozgást végző, hengeres alakú, nyílt csatornára vezetett le. A hosszú hullámokat leíró, lineáris egyenletrész analitikusan a változók szétválasztásával, valamint numerikusan véges differencia módszerrel oldotta meg. A kétdimenziós problémaként tárgyalt nemlineáris egyenletrész megoldására pedig véges térfogat módszert alkalmazott, Roe megoldóval, különböző kezdeti feltételekre.

Egy év után ismét jelentkezik Fórum rovatunk. *Doroszlai Dénes* személyes hangvételű, számos ábrával és

saját fotókkal illusztrált cikkben fejt ki gondolatait, és dokumentál egy általa régóta megfigyelt hidrológiai jelenséget, nevezetesen a Budapest északi részén található Barát-patak vizének elfolyását. Megfigyeléseinek és az összegyűjtött ismereteinek alapján a jelenség okát is bemutatja.

Ugyancsak több mint egy év után jelentkezik *Fejér László* rovatvezetőnk egy újabb történelmi pillanatképpel. A jól ismert olvasmányos stílusában, egy rövid cikkben emlékezik meg a 100 éve született Budavári Kurtról, aki hosszú élete során a magyar vízgazdálkodásban nagy idők nagy tanúja, aktív formálója volt. Kimagasló szerepe volt a II. világháború idején diplomázott építőmérnöknek a XX. század második felében hazánkban végbement öntözésfejlesztés kialakításában, amelynek során hangsúlyozottan képviselte azt az álláspontját, hogy az öntözéseket csak a fejlett termelőszerkezetek, gazdaságok esetében támogassa az állam, mert ezek a szerkezetek jobban ki tudják használni az öntözésben rejlő többlettermelési lehetőséget. Budavári Kurt a Magyar Hidrológiai Társaságban is aktív szerepet vállalt, és munkássága elismerésül a Társaság 1992-ben Tiszteleti tagjává választotta.

Lapszámunk végén örömmel adtunk teret egy rendhagyó könyvismertetésnek is. Rendhagyó abban a tekintetben, hogy nem egy külső szakértő, hanem maga a szerző mutatja be új könyvét. Rövid írásában *Székely Ferenc* címzetes egyetemi tanár, a rendkívül sajnálatos döntés következtében 2012-ben megszüntetett VITUKI több évtizeden át vezető kutatója, a felszín alatti vizek modellezésének nemzetközi hírű szakembere mutatja be a kúthidraulikai kutatásai eredményeit összefoglaló *Integrated well flow modeling: theory, software, validation tests, field applications* című angol nyelvű könyvét. A kötet a függőleges kutak és a vízszintes és csápos kutak hidraulikai folyamatainak modellezését részletezi, elsősorban analitikus és fél-analitikus módszerek, kisebb mértékben egyéb módszerek felhasználásával.

A *Hidrológiai Közlöny* 101. évfolyama 4. számának megjelenésével lezárul egy hatéves periódus, amely időszak alatt a Magyar Hidrológiai Társaság elnökségének megtisztelő döntése alapján főszerkesztőként segíthettem a lap folyamatos megjelenését. Az elmúlt 6 év alatt (2016-

tól 2021. végéig), a mostanival együtt összesen 28 lapszám jelent meg főszerkesztői irányítással, amelyből 7 volt különszám vagy tematikus lapszám, és ezekből kettő angol nyelven jelent meg.

Köszönetemet fejezem ki dr. Ács Éva, dr. Konecsny Károly és dr. Nagy László szakszerkesztőknek, dr. Szlávics Lajos olvasószerkesztőnek, (aki a lapot kiadó Magyar Hidrológiai Társaság elnöke is), a lap szerkesztőbizottsága tagjainak, valamint Hamar Barbarának, a Társaság titkárság-vezetőjének, és Kaszás Gábor tördelőszerkesztőnek, akik mindannyian folyamatosan segítettek, hogy az említett 28 lapszám minden esetben határidőre megjelenjen.

A Hidrológiai Közlöny nem tudna sikeresen működni és magas szakmai színvonalú cikkeket, írásokat megjeleníteni, ha a főszerkesztő munkáját nem segítenék nagy felkészültségű szakemberek, akik a közlésre benyújtott tanulmányok bírálatát, lektorálását végzik el. A 100. évfolyam (2020) 4. számának Előszavában már felsoroltam azoknak a nevét, akik főszerkesztői tevékenységem 2016-os kezdetétől 2020 végéig elbírálták a kéziratokat, és köszönetemet fejeztem ki munkájukért. Most azok nevét sorolom fel és köszönöm meg bírálati munkájukat, akik 2021-ben járultak hozzá a lap szakmai színvonalához, segítettek a szerzőket kézírataik kijavításában, és segítettek engem szerkesztői feladataimban. A bírálati feladatokat Buday Tamás, Fleit Gábor, dr. Ijjas István, Kisházi Péter, dr. Kerekesné Steindl Zsuzsanna, dr. Konecsny Károly, dr. Koris Kálmán, dr. Kovács Sándor, dr. Kozák Péter, Lovas Attila, dr. Nagy László, Pataki Beáta, dr. Sándor Balázs, dr. Székely Ferenc, dr. Szilágyi Ferenc, dr. Szűcs Péter és dr. Vásárhelyi Balázs végezték 2021-ben.

Hiszem és vallom, hogy ez a nagyszerű szakmai lap, amely már több mint 100 éve folyamatosan megjelenik segítő a magyar vízgazdálkodásban tevékenykedő szakemberek szakmai fejlődését, a jövőben is magas színvonalon fogja betölteni küldetését. Ehhez az MHT elnöksége által a napokban megválasztott utódomnak, dr. Major Veronikának kívánok sok sikert, erőt és egészséget, aki a Hidrológiai Közlöny második évszázadának első éveiben fogja főszerkesztőként irányítani a lapot.

Dr. Fehér János
címzetes egyetemi tanár
a *Hidrológiai Közlöny* főszerkesztője

A klímaváltozás hatása a szerves mikroszennyezők előfordulására

Knisz Judit* és Vadkerti Edit*

* Nemzeti Közszolgálati Egyetem, Víz tudományi Kar, Baja
(E-mail: Knisz.Judit@uni-nke.hu; Vadkerti.Edit@uni-nke.hu)

Kivonat

A szennyezőanyagok a háztartásokból, közintézményekből, kórházakból, ipari létesítményekből a szennyvíztelepekre jutnak, ahonnan egy részük változatlanul jut tovább a felszíni vizekbe. A szennyvíztelepek mellett az állattartó telepek, halgazdaságok, mezőgazdasági területek, és ipari létesítmények is fontos szennyezőforrások. A kémiai szektor globális tendenciáit figyelve feltételezhető, hogy a kémiai vegyületek kibocsátása folytatódni fog és még tovább fog emelkedni. Az évtizedek óta ismert ún. hagyományos szennyezőanyagok mellett az új szennyezők is potenciálisan káros és/vagy perzisztens tulajdonságuk miatt aggodalomra adnak okot.

A klímaváltozáshoz köthető intenzív esőzések, gyakori áradások növelik a felszíni vizek szennyezésének mértékét, mivel kórokozókat, szerves anyagokat, nehézfémeket, szerves mikroszennyezőket szállítanak a vizekbe. A klíma változása a patogének, illetve vektoraik megjelenését eredményezi olyan területeken, ahol korábban nem voltak jellemzőek. A hőmérséklet változása, az áradások, aszályok és a vízhiány problémája a vízben található szennyezőanyagok előfordulását, viselkedését, koncentrációját is befolyásolja. A csapadék mennyiségi változása közvetlenül hat a hígulási térfogatokra, így a koncentrációk térbeli és időbeli változásaira. A klímaváltozás a szennyezőanyagok szállítására, a különböző ökoszisztémák közötti áramlásukra, átalakulásukra is hatással van.

Jelen összefoglaló tanulmányban röviden bemutatjuk a fent említett folyamatokat, valamint az Európai Unió által támogatott, SOLUTIONS projektet, összegezve annak eredményeit a jelenlegi és jövőbeni új szennyezőanyagok vízi környezetben való előfordulásáról, és azok menedzseléséről.

Kulcsszavak

Szerves mikroszennyezők, új szennyezők, perzisztens anyagok, vízszennyezés, klímaváltozás, SOLUTIONS projekt.

Impact of climate change on the occurrence of organic micropollutants

Abstract

Pollutants from households, public institutions, hospitals, and industrial facilities are transported to sewage treatment plants, some of which continue to flow to surface waters unaltered. In addition, farms, agricultural lands, and industrial facilities are also important sources of pollutants. Looking at the global trends of the chemical sector, it can be assumed that emissions of chemical compounds will continue to increase even further. In addition to legacy contaminants, emerging contaminants are of great concern due to their potentially harmful and/or persistent properties.

Intense rainfalls and frequent floods increase surface water pollution, as they transport pathogens, organic matter, heavy metals and organic micropollutants to water bodies. Climate change results in the emergence of pathogens and their vectors in areas previously not detected. Temperature change, floods, droughts and water scarcity also affect the occurrence, behavior and concentration of water pollutants. Change in the amount of precipitation has a direct effect on dilution volumes, thus, on spatial and temporal changes of organic micropollutant concentrations. Climate change also affects the transport of pollutants, their flow between different ecosystems as well as their transformation.

In this review, we shortly describe the above-mentioned processes, as well as summarize the results of and recommendations related to the EU-supported SOLUTIONS project, which deals with the occurrence and management of legacy and emerging pollutants in aquatic environments.

Keywords

Organic micropollutants, contaminants of emerging concerns, persistent substances, water pollution, climate change, SOLUTIONS project.

BEVEZETÉS

A 2019-ben Budapesten megrendezésre került Víz Világtalálkozón Áder János köztársasági elnök is felhívta a figyelmet megnyitó beszédében az ENSZ magas szintű szakértői munkacsoportjának 2018-as tanulmányában megfogalmazott, „túl sok, túl kevés, és túl szennyezett víz” problémájára. Ez rávilágít arra, hogy a tiszta vízhez való hozzáférést ma már nem szabad természetesnek tekinteni (Willets és társai 2019). Az elmúlt néhány évtizedben egyre nőtt az európai vízgyűjtőkben kimutatott szennyezőanyagok száma. A szennyezőanyagok jelenléte a környezetben veszélyt jelent az ökoszisztémára, az emberi egészségre, és komoly kihívás a Víz Keretirányelv (VKI) céljainak elérésében. A klímaváltozás vízzel kapcsolatos közvetlen hatásai közül a legfontosabbak a megnövekedett

hőterhelés, áradások, aszályok, az egyre gyakoribb intenzitású viharok (Watts és társai 2015). Az áradások, a mezőgazdasági és városi területekre lezúduló csapadékok szennyezőket juttatnak a felszíni vizekbe, többek között hőt, patogéneket, szerves anyagokat, nehézfémeket, szerves mikroszennyezőket (Engloner és társai 2019, Knisz és Vadkerti 2020).

Jelen összefoglaló tanulmányunkban a vizekben előforduló szerves mikroszennyezők sorsát, emberi egészségre, ökoszisztémára gyakorolt hatásait, és a szabályozásukra vonatkozó jogi környezetet mutatjuk be. Megvizsgáljuk, hogy a klímaváltozás milyen hatással lehet a szerves mikroszennyezők környezeti előfordulására, valamint összefoglaljuk a jövőbeni mikroszennyezők kezelésének lehetőségeit a vízgyűjtőkben.

SZENNYEZŐANYAGOK A VIZEKBEN

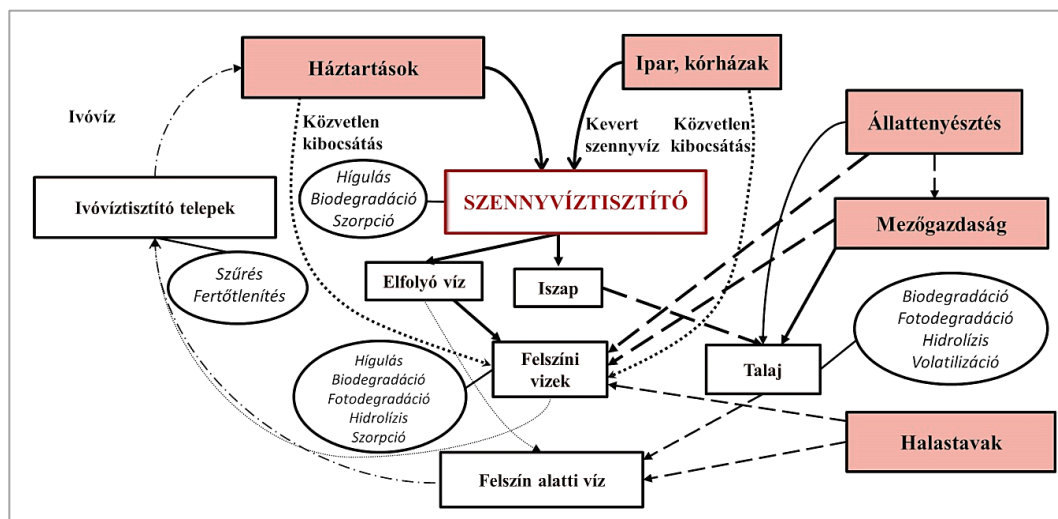
A vizekben kimutatható szennyezők azok az anyagok, amelyek a környezetbe emberi tevékenység hatására kerülnek és veszélyt jelentenek az élő szervezetre, illetve az ökoszisztémára. Három faktor határozza meg a szennyező anyag káros hatásának súlyosságát: kémiai tulajdonsága, koncentrációja és a környezetben való tartós megmaradása (perzisztenciája). A környezetben nagyon alacsony koncentrációban megtalálható szennyezőanyagokat mikroszennyezőknek nevezzük, melyben a „mikro” előtag utal arra, hogy literenként legfeljebb csupán néhány mikrogrammnyi mennyiségben vannak jelen, esetenként azonban az 1 ng/l koncentrációt sem érik el. Ezek lehetnek szerves mikroszennyezők, pl. a nehézfémek és vegyületeik, illetve szerves mikroszennyezők, amelyek jellemzően biológiailag nehezen lebontható, gyakran perzisztens, bioaktív (az élő sejtekre, szövetekre hatást kifejtő) anyagok. A makroszennyezők nagyobb mennyiségben ($\mu\text{g/l}$ - mg/l) fordulnak elő a környezetben, savakat, sókat, növényi tápanyagokat, szerves anyagokat foglalnak magukba. A szerves mikroszennyezők közül az ún. *hagyományos szennyezőanyagokról* (mint például detergens, kőolaj származékok, egyes peszticidek) már bőven vannak ismereteink, de vannak olyanok, amelyek környezeti jelenlétére a fejlődő analitikai módszereknek köszönhetően derült fény. Újabb és újabb anyagokról derül ki, hogy bár nagyon alacsony koncentrációban, de megtalálhatóak a szárazföldi és vízi környezetben, és potenciálisan káros hatásúak lehetnek. Ezeket *új szennyezőknek* (CEC, contaminants of emerging concerns) nevezzük, melyek nem feltétlenül az elmúlt évek szennyezése miatt jutottak a környezetbe, de az utóbbi időben kerültek a látókörünkbe. Az új szennyezőkre (alacsony koncentrációjuk és nem ismert vagy még kevés adattal alátámasztott hatásaik miatt) általában nem vonatkoznak környezetminőségi határértékek, nem esnek szabályozás alá, és nem részei a rutin monitoring programoknak (Arslan és társai 2017, Saue és Desrosiers 2014), de potenciálisan káros és/vagy perzisztens tulajdonságuk miatt aggodalomra adnak okot (NORMAN Network).

Az Európai Bizottság 2005-ben megalapította az új szennyezők európai hálózatát NORMAN Network néven

(Dulio és társai 2018), amely az elmúlt 10 évben az új szennyezőként detektált kb. 1 000 vegyületnek több mint 20 csoportját határozta meg (NORMAN Network). Az új szennyezők közé tartoznak gyógyszermaradványok, kozmetikai és testápoló szerek, rezisztencia gének, peszticidek, felületaktív anyagok, fertőtlenítési melléktermékek, égési melléktermékek (például dioxinok, furánok, policiklikus aromás szénhidrogének (PAH)), biszfenolok, poliklórozott bifenilek (PCB), per- és polifluorozott alkilezett vegyületek (PFA), lágyítók, nanorészecskék, toxinok, mikroműanyagok stb.

A szerves mikroszennyezők környezetbe jutása és sorsuk

Számos folyamat befolyásolja a hagyományos és új szennyezőanyagok felszíni és felszín alatti vizekbe jutását. A szerves mikroszennyezők a hagyományos szennyvíztisztítási módszerekkel nem távolíthatók el teljes mértékben, így a szennyvíztelepek kifolyásait tekintjük a legfontosabb pontforrásoknak. A beszedett vagy nem megfelelően megsemmisített gyógyszerek, kozmetikai és testápoló készítmények, egyéb kémiai szerek bekerülnek a lakossági szennyvízhálózatba. Egyes mikroszennyezők szennyvízben történő detektálása jól tükrözi annak felhasználási szokásait. A kórházak főként gyógyszermaradványokkal terhelik a szennyvizet. A szennyvízben talált gyógyszermaradványok típusa összefüggést mutat azok alkalmazásának gyakoriságával (Petrie és társai 2015). Az ipari létesítmények az adott létesítményre jellemző vegyületekkel terhelik a szennyvíztisztítókat, melyek vegyülettől függően átalakulással vagy a nélkül a környezetbe juthatnak (Knisz és társai 2020b). A hagyományosan alkalmazott másodlagos kezelési technológiák nem alkalmasak a legtöbb mikroszennyező eltávolítására, így azok a tisztított szennyvízzel a felszíni vizekbe, folyókba, tavakba, part menti vizekbe jutnak, a mezőgazdaságban felhasznált szennyvízzel pedig a talajba mosódhatnak (Knisz és Karches 2020). A szennyvíztelepek mellett az állattartó telepek, halgazdaságok, ipari létesítmények is fontos szennyező források. A mezőgazdasági területekről is jelentős mennyiségben kerülnek szennyezőanyagok diffúz módon a felszíni, illetve felszín alatti vizekbe. A szerves mikroszennyezők főbb környezetbe jutási módjait az 1. ábra mutatja be.



1. ábra. A szerves mikroszennyezők főbb környezetbe jutási módjai. (Forrás: Knisz és társai 2020b)

Figure 1. Sources and pathways of organic micropollutants (Source: Knisz et al. 2020b)

A szerves szennyezőanyagok környezetbe jutását követő sorsukat számos tényező, többek között a hőmérséklet, a terület jellegzetességei, a folyók hidrológiai viszonyai, az áramlási viszonyok, biodegradáció, egyéb környezeti közegekkel való kapcsolat, pl. üledék, lebegő anyag, valamint az adott mikroszennyezőre jellemző kémiai jellemzők egyaránt befolyásolják (Engloner és társai 2019, Knisz és társai 2020b).

Számos szennyezőanyagot kimutattak az ismert pontforrástól távol eső helyeken. Azok a szerves mikroszennyezők, amelyek környezeti biodegradációja egyáltalán nem, vagy csak nagyon lassan megy végbe, a levegőben vagy a vízben több száz, akár ezer kilométerre is eljuthatnak a forrástól és ott károsíthatják a környezetet. Perzisztenciájuk miatt feldúsulnak a környezetben és nagyon magas koncentrációt is elérhetnek a víztestekben (pl. poliklórozott bifenilek, PAH vegyületek, szerves klórozott peszticidek stb.) (Wania és MacKay 1996).

Az adott szennyezőanyag a hígító hatás miatt a nagy vízhozamú folyóknál kevésbé magas koncentrációban jelenik meg, mint a kis vízhozamú folyóknál, ahol az eltérő áramlási viszonyok és a kisebb víztérfogat miatt a szennyezőanyag koncentrációja jellemzően magasabb lehet (Wilkinson és társai 2017).

Ahogy a szennyezőanyagok a folyásiránnyal haladnak, kapcsolatuk a vízi környezettel egyre összetettebbé válik. Számos út és mechanizmus létezik a szennyezőanyagok koncentrációjának csökkenésére a vízben és az iszapban egyaránt, amelyek függnek a szerves szennyező jellemzőitől, az adott folyó vagy vízi környezet jellegzetességeitől, biotikus és abiotikus (pl. bioakkumuláció, hidrolízis, oxidáció, izomerizáció, vagy fotokémiai lebomlási folyamatok) folyamatoktól, illetve attól, hogy a szennyező anyag hol, mikor és hogyan jutott a környezetbe.

Vizes környezetben a szerves mikroszennyezők lebomlása történhet abiotikus és biotikus (élő szervezetek, mikrobák segítségével) módon. Fotokémiai átalakulás és lebomlás minden olyan közegben történhet, ahol a napfény hatása érvényesül. A folyamat során a szennyezőanyagokban található kovalens kötések a napsugarak közvetlen adszorpciójával (direkt fotokémiai átalakulás) vagy reaktív gyökök képződésével (indirekt fotokémiai átalakulás) felbomlanak, és gyakran hidrolízisre érzékenyebb vegyületekké alakulnak át (Fenner és társai 2013). Az is előfordulhat, hogy perzisztensebb, károsabb anyag keletkezik UV hatására (pl. klorobenzénből poliklórozott bifetil lesz) vagy akár biokémiai folyamatok során. A fotokémiai reakciók hatékonyságát a szerves mikroszennyező fizikai-kémiai tulajdonságai mellett a vizes közeg számos fizikai és kémiai faktora is befolyásolja, többek között hőmérséklete, pH, fény- és nyomás viszonyok.

A természetben a szerves mikroszennyezők lebontásának leggyakoribb módja a biodegradáció. A biodegradáció számos anyag körforgását befolyásolja, enélkül nagyszámú szennyezőanyag maradna a környezetben. A biodegradáció során a biológiailag bontható anyagok a legtöbb (nem extrém) környezetben egy év alatt nem toxikus, gazdag tápanyagtartalmú talajjába, vízébe és szén-di-

oxidá bomlanak. A teljes biodegradáció eredménye a *mineralizáció* vagy ásványosítás, eredményeként szerves gázok (pl. CO₂, N₂), víz és sók keletkeznek (Borsodi és társai 2013, Singh 2017). A legnagyobb mértékű természetes biodegradációt jellemzően az üledék-víz határfelületen, mocsarakban és lápokban tapasztalták. A biodegradációt leginkább meghatározó tényezők a mikroba közösség összetétele, *hőmérséklet, tápanyag, pH, áramlás és a sótartalom* (Wilkinson és társai 2017). Azok a szerves mikroszennyező anyagok, amelyek a környezetben tartósan megmaradnak, a mikrobák számára idegen anyagok (xenobiotikum), lebontásukra az evolúció során még nem alakultak ki metabolikus utak. A biodegradációnak ellenálló, perzisztens vegyületek ún. xenofor csoportokat tartalmaznak, amelyek nagymértékben gátolják a biodegradációt (Borsodi és társai 2013). Bár az egyes mikrobák közvetlenül nem tudják metabolizálni a xenobiotikumokat, kémiai módosíthatják azokat és a mikrobaközösség együttesen már képes lehet az adott perzisztens szennyezőanyagot kevésbé toxikus, esetleg biodegradálható anyaggá alakítani (kometabolizmus) (Nzila 2013). Ehhez azonban különleges összetételű mikrobaközösség szükséges, amely nem minden élőhelyen található meg, így egyes közegekben némely szennyezőanyagok felhalmozódnak. Például az alkilfenol etoxilátok (APEO-k) viszonylag könnyen bomlanak aerob körülmények között, de lebomlásuk anaerob közegben limitált (Ivankovic és Hrenovic 2010). A nagy mennyiségben előforduló xenobiotikumok lebontására idővel specializálódhatnak a mikrobák, ez az evolúciós folyamat ma is folyamatosan zajlik, pl. intenzíven szennyezett területekről, hulladéklerakók csurgalékvizéből mutattak ki mikroszennyező anyagokat lebontani képes új, eddig nem detektált mikrobatorzseket. Kahl és társai (2018) olyan új mikrobaközösséget mutattak ki, mely egy közel két évtizedes, szennyvíztisztítóban lejátszódó evolúciós folyamat eredményeképpen a korábban biodegradációnak ellenálló, nagy mennyiségben fogyasztott aceszulfám édesítőszer lebontására specializálódott.

A mikroorganizmusok képesek a mikroszennyezők széles spektrumát átalakítani, lebontani vagy felhalmozni, pl. aromás szénhidrátokat (pl. PAH), PCB-eket, gyógyszereket, fémeket. Emiatt a környezeti bioremediációban kulcsszerepet játszanak. A vízi környezetben, a tápláléklánc alján található mikroorganizmusokkal táplálkozó élőlényekben felhalmozódhatnak azok a szennyezőanyagok, amelyek bioakkumulációra hajlamosak. A mikroorganizmusokhoz hasonlóan a vízi növények is képesek felvenni és felhalmozni egyes szennyezőanyagokat, amelyek ezáltal bekerülnek a táplálékhálózatba (Arslan és társai 2017). A vízi állatok mind a táplálékban, mind a vízi környezetben található mikroszennyezőket képesek felvenni, ez utóbbiakat elsősorban a kopolytún, illetve a bőrön keresztül. A csúcsragadózó (pl. keselyűk, kardszárnyú delfinek, ember) szervezetében a bioakkumulációra hajlamos szennyezőanyagok olyan mértékben feldúsulhatnak (biomagnifikáció), ami káros élettani hatást okozhat (Arslan és társai 2017). Biomagnifikációt kimutattak többek között égésgátló anyagokra (TPBC-kre) (Ruhí és társai 2016), PCB-kre, és polibrómozott difenil éterekre (PBDE) (Kobayashi és társai 2015).

A szerves mikroszennyezők hatása az egészségre

A biológiailag aktív (nem inert) szennyezőanyagok a szervezetbe kerülve ártalmasak lehetnek, ha az élő szervezetek nem rendelkeznek megfelelő védekező mechanizmussal. Az elmúlt évtizedekben kifejlesztett, és a környezetbe került szerves anyagok jelentős részéhez az élő szervezeteknek nem volt lehetőségük alkalmazkodni, metabolikus utak nem alakultak ki lebontásukra, így ezek a vegyületek komoly egészségügyi károsodásokat okozhatnak. Az immunrendszer a legérzékenyebb a xenobiotikumokra (*immunotoxikus* hatás), csökken a szervezet védekezőképessége a fertőzésekkel szemben, hosszú távon tumoros elváltozásokat okozhatnak (*Clements 2009*). A szervezetbe jutott idegen anyagokat a szervezet igyekszik hatástalanítani, raktározza (pl. zsírszövetben, csontban stb.), vagy könnyen kiválasztható metabolitá alakítja, és a vizelettel, széklettel üríti (*Ádány 2011*). Az idegen anyagok káros hatásainak csökkentése, kiválasztható formává alakítása (detoxifikációs mechanizmusok) a májban történik, emiatt a máj különösen kitéve a xenobiotikumok hatásának (*hepatotoxikus* hatás). Az immunrendszer és a máj mellett az idegrendszer is fokozottan érzékeny a szervezet számára idegen anyagokra, számos xenobiotikumról tudjuk, hogy *neurotoxikus* hatásuk van, pl. PCB-k, organofoszfát peszticidek, növényi, gomba és baktérium toxinok stb. (*Dinka 2018*).

A környezeti szennyezőanyagok közül két csoportot tekintünk különösen aggodalomra okot adónak, ezek a környezetben nem lebomló, perzisztens szerves szennyezők, amelyek közül számos vegyület felhalmozódhat a szervezetben (pl. a DDT rovarirtó), valamint az ún. EDC-k, mely az angol endocrine disrupting compounds, azaz hormonrendszert zavaró vegyületek kifejezés rövidítése. A *hormonrendszert zavaró anyag* olyan exogén vegyület vagy keverék, amely megváltoztatja a hormonrendszer működését, és ennek következtében káros egészségügyi hatásokat okoz az élőlényben vagy annak utódaiban (*Scholz 2016*). Számos hormonálisan aktív vegyületet lehet kimutatni emberekben, vadon élő állatokban, illetve környezeti mintákban, melyek közül egyesek tartósan megmaradnak a környezetben, mások idővel lebomlanak. Néhány közülük raktározódik a szövetekben, mások csak rövid ideig vannak jelen az emberi szervezetben, de kritikus fejlődési időszakban. Az EDC-k magukban foglalják a természetes hormonokat, pl. ösztrogének, androgének, vagy a növényi eredetű fitoösztrogének, illetve a szintetikus hormonokat, továbbá minden olyan, akár ipari vegyületet vagy mellékterméket is, amelyek megzavarhatják a hormonháztartást, pl. policiklusos aromás szénhidrogének (PAH), poliklórozott bifénilek, dioxinok, furánok, alkilfenolok, egyes gyógyszermaradványok, kozmetikai készítmények, peszticidek (*Wee és Aris 2017*). Közel 800 olyan vegyületet ismerünk, amely feltételezhetően zavarja a hormon receptorokat, a hormonszintet vagy a hormonképződést (*Clements 2009*). Hosszú évek, évtizedek epidemiológiai vizsgálatai szükségesek ahhoz, hogy igazolható legyen ezen vegyületek káros hatása emberre. Laboratóriumi vizsgálatok során igazolható akut hatás, de a krónikus hatások vizsgálata egy adott ökoszisztémára már sokkal nehezebben valósítható meg, így csak néhány vegyületről volt egyértelműen kimutatható, hogy élő szervezetekben is

kifejti zavaró hatását (*UNEP 2013*). Az élőlények és az ember egészségét az EDC-k számos területen károsan befolyásolhatják, néhány a teljesség igénye nélkül: reprodukív rendszer, pajzsmirigy működése, idegrendszeri fejlődés, metabolikus betegségek, immunrendszer működése, vadon élő fajok és populációk számának csökkenése.

A szerves mikroszennyezők jogi szabályozása

A vegyipar és a technológia fejlődésének következtében egyre több vegyület került kifejlesztésre, és jut a környezetünkbe. Ez a folyamat az 50-es, 60-as években kapott nagy lendületet, de eleinte nem foglalkoztak ezen vegyületek környezetre gyakorolt hatásival. Rachel Carson *Néma Tavasz* című korszakalkotó könyvének 1962-es megjelenése felhívta a figyelmet arra, hogy a növényvédő szerek kontrollálatlan használata visszafordíthatatlan folyamatokat okoz az ökoszisztémában és beláthatatlan hatásai lehetnek az emberi szervezetre. Nevéhez köthető a modern környezetvédő mozgalom megindulása, mely több vegyület betiltásához is vezetett, pl. Magyarország tiltotta be elsőként a DDT-t kiskerti használatban 1968-ban, mely példát 1972-ben az USA is követett (*Knisz és társai 2020a*). A hulladékok mennyiségének növekedése, a látványos környezetpusztítás végül több nemzet vezetőjét is cselekvésre sarkallta (*Erdős 2015*), melynek eredményeként 1972-ben, 27 állam szakemberei, 3 éves előkészítést követően, megrendezték a Stockholmi Konferenciát, ettől számítjuk a nemzetközi környezetjog kezdetét. 2001-ben, szintén Stockholmban, 179 ország írta alá a Stockholmi Egyezményt, amely 2004-ben lépett életbe és a szennyező anyagokkal kapcsolatos legfontosabb nemzetközi szabályozás (Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants) (*Földművelésügyi Minisztérium 2004*). Az egyezmény a perzisztens szerves vegyületek (Persistent Organic Pollutants, POP) szabályozását végzi, kezdetben 12 perzisztens szerves anyag (a „piszkos tizenkettő” vagy *'dirty dozen'*) betiltásáról nyilatkozott, köztük a DDT korlátozásáról is (*Iqbal és társai 2017*). A POP vegyületek jellemzően erősen mérgezőek, nagyon lassan bomlanak le a környezetben, nagy távolságra jutnak el a légkörben, a vizekben és egyes élőlények szöveteiben, így országhatáronkon átterjedő hatással is számolni kell, továbbá bioakkumulatívak, azaz felhalmozódnak az élőlények raktározó szöveteiben. Az Egyezmény a perzisztens szerves vegyületeket három fő kategóriába sorolja (A, B, C), a három kategóriába tartozó anyagokat és a „kezelés” módját külön mellékletek tartalmazzák. Az „A” melléklet a megszüntetendő anyagokat listázza. Az aláíróknak a mellékletben felsorolt anyagok gyártását és használatát (bizonyos kivételekkel) meg kell szüntetniük (pl. aldrin, dieldrin, poliklórozott bifénilek (PCB)). A „B” melléklet a korlátozott anyagokat listázza (pl. DDT). Az aláíróknak a mellékletben felsorolt anyagok gyártását és felhasználását korlátoznia kell, figyelembe véve a mellékletben felsorolt kivételeket. A „C” mellékletben felsorolt vegyületek akaratlan kibocsátását kell csökkenteni (pl. poliklórozott-dibenzo-para-dioxin (PCDD), poliklórozott-dibenzo-furán (PCDF)). A cél a folyamatos minimalizálás, vagy ahol megvalósítható, a teljes megszüntetés (*UN Environment Program 2017*). Az Egyezmény mellékleteiben az anyagok listáját folyamatosan felülvizsgálják. A kezdeti (2001-ben készült) listát kibővítették 2009-ben, 2011-ben, 2013-

ban és 2015-ben. A Stockholmi Egyezmény nemzeti intézkedési tervek készítését írja elő (7. cikk). Az első európai intézkedési terv kidolgozására 2007-ben került sor „Közösségi intézkedési terv” címmel (SEC (2007) 341), melyet 2014-ben aktualizáltak (COM (2014) 306 final). 2019-ben a második intézkedési tervet is felülvizsgálták és aktualizálták (COM (2018) 848 final). Magyarországon jelenleg a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium által 2009-ben kidolgozott *Nemzeti POP Intézkedési Terv A környezetben tartósan megmaradó szerves szennyezőanyagok (POP) csökkentését célzó intézkedések* dokumentum van érvényben (*Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium 2009*).

A vízszennyezés elleni küzdelem másik fontos eleme a Víz Keretirányelv, mely szintén vízszennyezés elleni straté-

giát határoz meg (*Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK Irányelve*). Célja, hogy a felszíni és felszín alatti vizek jó állapotba kerüljenek (eredetileg 2015-ig, majd 2021-ig, jelenleg 2027-ig), azaz a felszíni vizek jó ökológiai és jó kémiai állapotának elérése, és a felszín alatti vizek jó mennyiségi és jó kémiai állapotának elérése a cél. A szennyezés ellenőrzésére és a környezetminőségi előírásokra (EQS, Environmental Quality Standards) további intézkedések meghozatalát írja elő. Az Európai Parlament és a Tanács 2000/60/EK Irányelv X. melléklete (2455/2001/EK) 33 elsőbbségi anyagot, anyagcsoportot határozott meg, melyet az *Európai Parlament és a Tanács 2013/39/EU Irányelve* további 12 elsőbbségi anyaggal egészített ki (2013/39/EU Irányelv I. melléklet), ebből 21 vegyületet elsőbbségi veszélyes anyagként azonosít (I. táblázat).

1. táblázat. A vízpolitika területén elsőbbségi anyagok jegyzéke (Forrás: 2013/39/EU irányelv I. melléklet)

Table 1. List of priority substances in the field of water policy.

(Source: Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council, Annex I.)

Sorszám	CAS ⁽¹⁾	Elsőbbségi anyag neve ⁽²⁾	Elsőbbségi veszélyes anyagként azonosítva
1	15972-60-8	Alaklór	
2	120-12-7	Antracén	x
3	1912-24-9	Atrazin	
4	71-43-2	Benzol	
5	nem alkalmazható	Brómozott difeniléter	x ⁽³⁾
6	7440-43-9	Kadmium és vegyületei	x
7	85535-84-8	Klóralkánok, C10-13	x
8	470-90-6	Klórfevínfosz	
9	2921-88-2	Klórpirifosz (etilklórpirifosz)	
10	107-06-2	1,2-diklór-etán	
11	75-09-02	Diklór-metán	
12	117-81-7	Di[2-etilhexil]ftalát (DEHP)	x
13	330-54-1	Diuron	
14	115-29-7	Endoszulfán	x
15	206-44-0	Fluorantén	
16	118-74-1	Hexaklór-benzol	x
17	87-68-3	Hexaklór-butadién	x
18	608-73-1	Hexaklór-ciklohexán	x
19	34123-59-6	Izoproturon	
20	7439-92-1	Ólom és vegyületei	
21	7439-97-6	Higany és vegyületei	x
22	91-20-3	Naftalin	
23	7440-02-0	Nikkel és vegyületei	
24	nem alkalmazható	Nonilfenol	x ⁽⁴⁾
25	nem alkalmazható	Oktilfenol ⁽⁵⁾	
26	608-93-5	Pentaklór-benzol	x
27	87-86-5	Pentaklór-fenol	
28	nem alkalmazható	Poliaromás szénhidrogének (PAH) ⁽⁶⁾	x
29	122-34-9	Simazin	

Sorszám	CAS ⁽¹⁾	Elsőségi anyag neve ⁽²⁾	Elsőségi veszélyes anyagként azonosítva
30	nem alkalmazható	Tributil-ón vegyületek	x ⁽⁷⁾
31	12002-48-1	Triklór-benzolok	
32	67-66-3	Triklór-metán (kloroform)	
33	1582-09-8	Trifluralin	x
34	115-32-28	Dikofol	x
35	1763-23-1	Perfluoroktán-szulfonát és származékai (PFOS)	x
36	124495-18-7	Kinoxifen	x
37	nem alkalmazható	Dioxinok és dioxin jellegű vegyületek	x ⁽⁸⁾
38	74070-46-5	Aklonifen	
39	42576-02-3	Bifenox	
40	28159-98-0	Cibutrin	
41	52315-07-8	Cipermetrin ⁽⁹⁾	
42	62-73-7	Diklórfosz	
43	nem alkalmazható	Hexabrom-ciklododekánok (HBCDD)	x ⁽¹⁰⁾
44	76-44-8/ 1024-57-3	Heptaklór és heptaklór-epoxid	x
45	886-50-0	Terbutrin	

(1) Chemical Abstracts Service: Vegyianyag Nyilvántartási Szolgálat.

(2) Amennyiben anyagok csoportjait választották ki, kifejezett eltérő rendelkezés hiányában tipikus egyedi képviselőket határoztak meg a környezetminőségi előírások megállapításának összefüggésében.

(3) Kizárólag tetra-, penta-, hexa- és heptabrom-difenil-éter (CAS -számok: 40088-47-9, 32534-81-9, 36483-60-0, illetve 68928-80-3)

(4) Nonilfenol (CAS 25154-52-3), beleértve a 4-nonilfenol (CAS 104-40-5) és a 4-nonilfenol (elágazó) (CAS 84852-15-3) izomereket.

(5) Oktilfenol (CAS 1806-26-4), beleértve a 4-[1,1',3,3'-tetrametil-butil]-fenol (CAS 140-66-9) izomert.

(6) Beleértve a benzo[a]pirént (CAS 50-32-8), a benzo[b]fluorantént (CAS 205-99-2), a benzo[g,h,i]perilént (CAS 191-24-2), a benzo[k]fluorantént (CAS 207-08-9), az indeno[1,2,3-cd]pirént (CAS 193-39-5), és kivéve az antracént, a fluorantént és a naftalint, amelyeket külön felsorolás tartalmaz.

(7) Beleértve a tributil-ón-kationt (CAS 36643-28-4).

(8) 7 poliklórozott dibenzo-p-dioxin (PCDD), 10 poliklórozott dibenzo-furán (PCDF), 12 dioxin jellegű poliklórozott bifeníl (PCB-DL).

(9) Az 52315-07-8 CAS-szám egy cipermetrin-izomerkeverékre vonatkozik: alfa-cipermetrin (CAS 67375-30-8), béta-cipermetrin (CAS 65731-84-2), théta-cipermetrin (CAS 71697-59-1) és zéta-cipermetrin (52315-07-8).

(10) Ez az 1,3,5,7,9,11-hexabrom-ciklododekánra (CAS 25637-99-4), az 1,2,5,6,9,10-hexabrom-ciklododekánra (CAS 3194-55-6), az α -hexabrom-ciklododekánra (CAS 134237-50-6), a β -hexabrom-ciklododekánra (CAS 134237-51-7) és a γ -hexabrom-ciklododekánra (CAS 134237-52-8) vonatkozik.

Ezen intézkedésekkel a VKI végső célja, hogy elérje a 45 elsőségi anyag kiküszöbölését, ezen anyagok vizekbe való bevezetését, vagy a kibocsátásukkal okozott szennyezéseket meg kell szüntetni. A tagállamoknak intézkedéseket kell elfogadniuk a felszíni vizek elsőségi anyagok általi szennyeződésének kiküszöbölésére. Elsőségi anyagokat azon anyagok közül választanak, amelyek a vízi környezetre, vagy azon keresztül jelentős kockázatot jelentenek.

A 2013/39/EU irányelv szerinti módosítást követően, a 2008/105/EK irányelv 8b. cikkének (1) bekezdése szerint megfigyelési listát kell összeállítani arról a tíz anyagról vagy anyagcsoportról, amelyekről uniós szintű monitoring adatokat kell gyűjteni a jövőbeni prioritási sorrend megállapításához. A megfigyelési listán szereplő anyagokat azon vegyületek közül kell kiválasztani, amelyekkel kapcsolatban vannak olyan adatok, amelyek arra utalnak, hogy a vízi környezetre vagy a vízi környezeten keresztül kockázatot jelenthetnek, de nincs elegendő monitoring adat. Az első megfigyelési listán 10 anyagcsoport szerepelt, melyek közé fel kellett venni a diklofenákot, a 17-béta-ösztadiolt (E2) és a 17-alfa-etinil-ösztadiolt (EE2). A listát a Bizottság két-évente naprakésszé teszi, a megfigyelési listán szereplő anyagok megfigyelési időtartama nem haladhatja meg a

négy évet egyik anyag tekintetében sem. A jelenleg hatályos megfigyelési listát (A Bizottság (EU) 2018/840 Végrehajtási határozata) a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat. A 2008/105/EK irányelv 8b. cikkében említett, uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagokat felsoroló megfigyelési lista (Forrás: A Bizottság (EU) 2018/840 Végrehajtási Határozata (2018))

Table 2. Watch list of substances to be monitored at EU level according to Article 8b of Directive 2008/105 / EC (Source: Commission Implementing Decision (EU) 2018/840 (2018))

Az anyag vagy anyagcsoport neve	CAS-szám ⁽¹⁾
17-alfa-etinil-ösztadiol (EE2)	57-63-6
17-béta-ösztadiol (E2), ösztron (E1)	50-28-2, 53-16-7
Makrolid antibiotikumok ⁽²⁾	
Metiokarb	2032-65-7
Neonikotinoidok ⁽³⁾	
Metaflumizon	
Amoxicillin	26787-78-0
Ciprofloxacín	85721-33-1

⁽¹⁾ Chemical Abstracts Service: Vegyianyag Nyilvántartási Szolgálat

⁽²⁾ Eritromicin (CAS-szám: 114-07-8), klaritromicin (CAS-szám: 81103-11-9), azitromicin (CAS-szám: 83905-01-5).

⁽³⁾ Imidakloprid (CAS-szám: 105827-78-9/138261-41-3), tiakloprid (CAS-szám: 111988-49-9), tiametoxam (CAS-szám: 153719-23-4), klotianidin (CAS-szám: 210880-92-5), acetamiprid (CAS-szám: 135410-20-7/160430-64-8).

A KLÍMAVÁLTOZÁS HATÁSA

A Vegyianyag Nyilvántartási Szolgálatnál (Chemical Abstract Service, CAS) több mint 100 millió kémiai vegyület tartanak nyilván, mely naponta kb. 4 000 újabb vegyülettel növekszik. Az Európai Vegyianyag Ügynökségnél több mint 140 000 vegyületet regisztráltak ipari felhasználásra, melyek nagy részéről nem tudjuk biztosan, hogy elég biztonságosak-e (Clarke és Smith 2011). Bár ökotoxikológiai vizsgálatokkal és kockázatelemzési módszerekkel meg lehet jósolni egy vegyület környezeti hatását, ezek jellemzően akut hatások, hosszú távú hatásukat nehéz előre jelezni. A használatból kivont vegyületeket biztonságosabbnak tartott vegyületekkel igyekeznek helyettesíteni, azonban idővel ezekről is kiderülhet, hogy nem sokkal kevésbé károsak, mint a kivont vegyület.

A kémiai szektor globális tendenciáit figyelve feltételezhető, hogy a kémiai vegyületek kibocsátása folytatódni fog és még tovább fog emelkedni. Emiatt, a jelenleg ismert vegyületek mellett meg kell próbálni megjósolni a jövőbeni szennyezőanyagok kockázatát is. A társadalmi és technológiai fejlődések, valamint a klímaváltozás feltételezett jövőbeni hatásainak figyelembevételével fel lehet készülni, mely már ismert, illetve új szennyezőanyag csoportok azok, amelyekre különösen figyelni kell a jövőben (Bunke és társai 2019).

A klímaváltozás a fentiekben említett szélsőséges időjárási viszonyok mellett közvetett hatásokkal is rendelkezik, például a népesség egészségére. Ez a légszennyezettégen, a betegségek vektorainak terjedésén, élelmiszerhiányon keresztül, alultápláltsághoz, migrációhoz és mentális betegségekhez vezethet (Watts és társai 2015). A hőmérséklet változása, az áradások, aszályok és a vízhiány problémája a vízben található szennyezőanyagok előfordulását, viselkedését, koncentrációját is befolyásolja. A csapadék mennyiségi változása közvetlenül hat a hígulási térfogatokra, így a koncentrációk térbeli és időbeli változásaira. A klímaváltozás a szennyezőanyagok szállítására, a különböző ökoszisztémák közötti áramlásukra, átalakulásukra is hatással van (Bunke és társai 2019). Az alábbiakban, a teljesség igénye nélkül, röviden áttekintjük, hogy az egyes klímahatások milyen módon befolyásolják a szerves mikroszennyezők környezeti sorsát.

Vízhiány és aszály

A klímaváltozás hatására egyes területeken a vízhiány és az aszályos időszakok gyakorisága növekedni fog, melyek negatívan befolyásolják a folyók áramlási viszonyait és kémiai minőségét. A szennyezőanyag kibocsátás mennyiségének változása nélkül is a vízhiány a tápanyagok és szerves mikroszennyezők, pl. peszticidek, gyógyszermaradványok, hormonhatású vegyületek koncentráció-növekedését eredményezi, az aszályok a hígulás mértékét csökkentik (Bunke és társai 2019). Amennyiben a vízhiány erősödik, a tisztított szennyvíz újrahasznosítása egyre fontosabb szerepet kap. A hagyományos szennyvíztisztítási technológiák nem alkalmasak a legtöbb szerves mikroszennyező eltávolítására, így a szennyvíz nem megfelelő technológiával való újrahasznosítása egyes mikroszennyező anyagok környezeti előfordulásának növekedését, táplálékláncba kerülését segítheti.

Esőzések, áradások

Az extrém időjárási események, pl. intenzív esőzések befolyásolják a folyók áramlását, hirtelen megnő a vízhozam, mely nagyobb nyíróerő változást jelent. Ez az üledék felkavarását, majd víztározókban, tavakban való leülepedését okozhatják. A hirtelen nagy esőzések és áradások új szennyezőket, peszticideket mosnak a felszíni vizekbe az elárasztott szennyvíztelepekről és mezőgazdasági területekről. Például az atrazin, imidakloprid és karbaril peszticidek koncentrációja növekedett a vihar intenzitásának növekedésével (2 éves, 25 éves és 100 éves viharok esetén) (Chiovarou és Siewicki 2008, Bunke és társai 2019). A szennyezett víz az árterek és felszíni vizek mellett a felszín alatti vizekbe is bejuthat, vagy mezőgazdasági területeken is lerakódhat, ahonnan a szennyezőanyagok az élelmiszerekbe kerülhetnek.

Hőmérsékletemelkedés

A klímaváltozás hatására a kis vízfolyások hőmérséklete feltehetően emelkedni fog, amely a növekvő szennyezőanyag koncentráció mellett további stresszt jelent a vízi élőlények számára. A magasabb hőmérséklet befolyásolja a szerves mikroszennyező anyagok környezeti sorsát, lebomlását, szállítását, bioakkumulációját is. Egyes szennyezőanyagok hatékonyabban fognak lebomlani a megnövekedett hőmérséklet miatt, mások átalakulása több toxikus, bioaktív mellékterméket eredményezhet. A vízhőmérséklet emelkedése a légzési ráta emelkedését eredményezi a megnövekedett metabolikus aktivitás és csökkent oldott oxigén koncentráció miatt, ami növeli a szennyezőanyag-felvételt a kopoltyún keresztül (Schiedek és társai 2007). A napsugárzás intenzitásának növekedése a kémiai vegyületek fototranszformációjának erősödését eredményezi, amelynek előnyös hatásai lehetnek azon vegyületeknél, amelyek degradációja végbemegy UV hatására, azonban bizonyos vegyületek átalakulási termékei toxikusabbá válnak a fotokémiai transzformációk során. Például a diklofenák nem-szteroid gyulladáscsökkentő UV hatására a kiindulási anyagnál stabilabb és toxikusabb vegyületté alakul (Schmitt-Jansen és társai 2007), de a naproxen átalakulási termékeiről (Cory és társai 2019) és számos egyéb vegyületről is kimutatták, hogy nagyobb toxicitással rendelkeznek a kiindulási vegyülethez képest (Bergheim és társai 2014).

Egészség

A klíma változásának hatásai veszélybe sodorják a globális egészség és fejlődés terén az elmúlt 50 évben elért eredményeket (Watts és társai 2015). A felmelegedéssel összefüggő környezeti változások feltehetően növelni fogják a főként északi féltekére jellemző krónikus betegségek előfordulását, mint pl. szív-érrendszeri, légúti, és mentális betegségek (2. ábra). Ez magával hozza a megnövekedett gyógyszerhasználatot értágítókból, véralvadáscsökkentőkből, gyulladásgátlókból, antidepresszánsokból és fájdalomcsillapítókból, mely növekvő környezeti kibocsátást eredményez (Bunke és társai 2019).

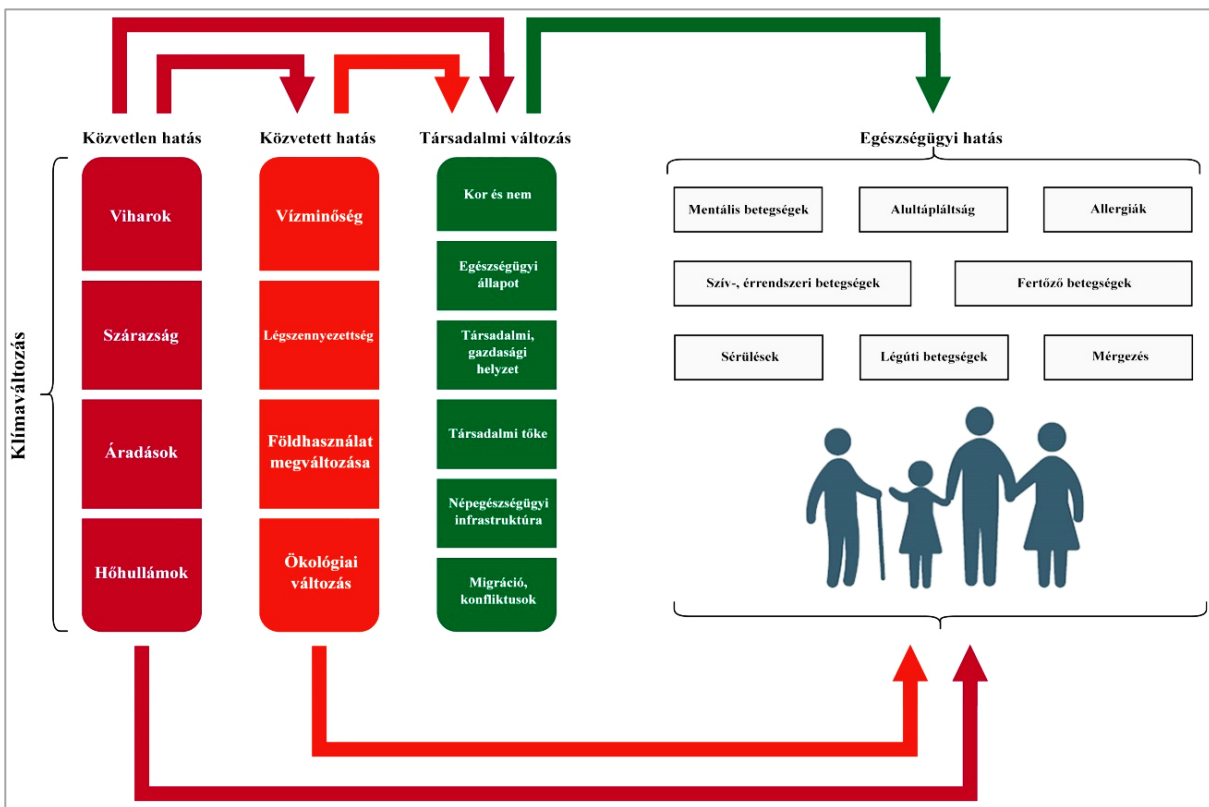
A klíma változása a patogének és vektoraik megjelenését eredményezi olyan területeken, ahol korábban nem voltak jellemzőek. Új betegségek megjelenése további gyógyszerhasználatot, ezáltal környezeti kibocsátást is jelent. Az

északi féltekén az északabbi országoknál eddig nem jellemző betegségek, paraziták megjelenésére is egyre inkább számítani lehet, pl. malária, amőbiázis.

Demográfiai változások, népességnövekedés hatása

A demográfiai változások jelentős szerepet játszanak a jövőbeni szerves mikroszennyező kibocsátásban. Az előrejelzések azt vetítik előre, hogy az elkövetkező 40 évben viszonylag állandó lesz a népességszám Európában, azonban összetétele eltolódik az idősebb korosztály felé, így azok a betegségek, amelyek az idősebbeket érintik fokozódnak, ezáltal az azok kezelésére szánt gyógyszerek mennyisége is, melyek maradványai a vízi és szárazföldi ökoszisztémákat károsíthatják. Bár Európa népessége jelentősen nem fog változni, ugyanez a

Föld népességére nem mondható el. A jelenlegi 7,7 milliárdról 9,7 milliárdra fog nőni a népesség 2050-re (Bunke és társai 2019), melynek ellátását csak a növekvő mezőgazdasági és az állattenyésztési teljesítménnyel lehet majd biztosítani, melyek jelenleg is komoly szerves mikroszennyező kibocsátók. A vízhiány miatt a szennyvíz újrahasznosításával lehet az öntözést megoldani, mely megfelelő kezelés hiányában növeli a mikroszennyező kibocsátást és a terményekbe jutásával a táplálékláncba kerülésüket. Ehhez hozzáadódik a megváltozott klímából adódó új kártevők, állatbetegségek megjelenése, melyek újabb peszticidek, gyógyszerek felhasználását igénylik, melyek maradványai végül szintén a vízi környezetbe kerülnek.



2. ábra. Egészség és klímaváltozás (Forrás: Watts és társai 2015)
Figure 2. Health and climate change (Source: Watts et al. 2015)

Technológiai változás

A technológiai fejlődés számos szektorban nagyon gyorsan zajlik, melyek jelentős része új kémiai anyagok felhasználását is jelenti. A technológiai fejlődés eredménye volt az 1940-től gyártott per- és polifluorozott alkilezett (PFA) vegyületek, amelyeket tapadásmentes felületek kialakítására, pl. serpenyők bevonatához, ruházat vízlepergető rétegének kialakítására használtak. A két legnagyobb mennyiségben gyártott vegyületről, a perfluor-oktánsavról (PFOA) és a perfluor-oktán szulfonátról (PFOS) kiderült, hogy rendkívül perzisztensek mind a környezetben, mind az emberi szervezetben és káros hatásúak az emberi egészségre (EPA). Ez a két vegyület 2009-ben felkerült a Stockholmi Egyezmény perzisztens szerves szennyezők listájára. Kiküszöbölésükre kezdtek el ún. helyettesítő PFA vegyületeket gyártani, mint pl. a GenX-et, amelyről még nagyon kevés információval rendelkezünk.

A GenX-et 2009. környékén kezdték el gyártani, először 2015-ben, majd azóta több országban detektálták a felszíni vizekből. Az előzetes vizsgálatok alapján kevésbé tűnik toxikusnak, és kevésbé bioakkumulálódik, mint a PFOA és PFOS vegyületek, valamint még nem mutatták ki biológiai mintákból, azonban perzisztens jellege és az élővilágra gyakorolt potenciálisan káros hatása aggodalomra ad okot (Xiao 2017). Hasonló történt a biszfenol-A (BPA) esetében. A biszfenolok gyártása 1891-ben kezdődött és 1936-ban már leírták, mint szintetikus ösztrogént. Bár gyógyszerként nem került piacra, az 1950-es évek elején elkezdték használatát epoxigyanták gyártása során, majd 1957-ben a polikarbonát gyártásban (Vogel 2009). Az 1970-es évre már az USA szinte minden iparágában, közvetve vagy közvetlenül jelen voltak az epoxi gyanták, pl. konzervek belső borításán, fogtömésekben, padlóborításokban, hőpapírokban, valamint a polikarbonátok is széles körű

felhasználást nyertek keménységük és átlátszóságuk miatt, pl. cumisüvegek, ételtároló edények, mikrohullámú sütőben használható műanyag edények, vízautomaták ballonjai, üveghatású poharak, elektronikai berendezések, biztonsági felszerelések, égésgátló anyagok. De a PVC-k is tartalmazhatnak bisfenolokat. Hormonzavaró hatása miatt számos korlátozó intézkedést léptettek életbe, pl. az Európai Unióban betiltották a BPA használatát cumisüvegekben és egyéb étel és ital tárolására szolgáló polikarbonátokban. Az Egyesült Államok Környezetvédelmi Hivatala 19 lehetséges alternatív vegyületet javasolt a BPA kiváltására, köztük a BPF, BPAF, TBBPA vegyületeket (Knisz és társai 2020b). A közelmúltban már ezeket is kimutatták élelmiszerekből, egyéb fogyasztási termékekből, valamint emberi vizeletről is (Siracusa és társai 2018). Az egyre növekvő állatkísérleti vizsgálatok alapján feltételezhető, hogy a BPA analógok is negatívan befolyásolják az ivari funkciókat, pl. a petesejt és spermium minőségét, a szteroidszintézist, petefészek és hereműködést. Az eddigi eredmények alapján feltételezhető, hogy a BPA analógok, különösen a BPAF és TBBPA szintén megzavarja a szaporodási funkciókat, ösztrogén receptortól független módon (Siracusa és társai 2018). Az eddigi epidemiológiai vizsgálatok és állatkísérletek még nem elegendők arra, hogy egyértelműen alátámasszák a BPA analógok endokrin rendszert befolyásoló hatását, ennek igazolásához még hosszú évek szükségesek.

Az Európában létrejövő új termékfejlesztések közel 70%-a új anyagfejlesztéssel jár, mely új vegyületek, vagy meglévő vegyületek módosításaival jár együtt. Ezen vegyületekről sok esetben nincsenek pontos ismereteink, nem tudjuk, hosszútávon jelentenek-e környezeti, egészségügyi veszélyt, és ha igen, milyen hatásokkal kell számolni. Minden olyan új vegyületet, amelyet 1 tonna felett gyártanak vagy hoznak be az EU-ba, regisztrálni kell az Európai Unió vegyi anyagokra vonatkozó egységes bejegyzési, értékelési és engedélyeztetési rendszerében, azaz a REACH (Registration, Evaluation and Authorisation of Chemicals) rendszerben. Az ennél kisebb mennyiségben előállított vegyületek esetében is vannak olyan kitételek, melyek esetében regisztráció köteles az adott vegyület, pl. ha korlátozás alá esik, de jellemzően az 1 tonna alatt előállított vegyületek nem regisztráció kötelesek (Európai Vegyi anyag-ügynökség (ECHA)).

A JÖVŐBENI MIKROSZENNYEZŐK KEZELÉSÉNEK LEHETŐSÉGEI A VÍZGYŰJTŐKBEN

Az Európai Unió által támogatott és 2018 szeptemberében zárult SOLUTIONS projekt (SOLUTIONS Project) a jelenlegi és jövőbeni új szennyezőanyagok vízgyűjtőben való előfordulását, menedzselését tűzte ki célul. A projekt keretében információs eszközöket, modelleket fejlesztettek, melyek segítségével a jövőbeni trendek mérhetőek (RiBaTox Version 2018). A SOLUTIONS projekt eredményeit Bunke és társai (2019) összegezték, és ajánlásokat fogalmaztak meg a vízgyűjtőkben előforduló szennyezőanyagok kezeléséhez:

1. *A jövőben az európai vizek kémiai terhelésének növekedésére kell számítani. A társadalom fejlődéséből adódóan növekvő mennyiségű szennyezőanyag fogja a vízgyűjtő-*

ket terhelni. Ehhez hozzájárul többek között az urbanizáció fokozódásából adódó megnövekedett rágszállító használat, az intenzív esőzések gyakorisága növeli a szennyezőanyagok bemosódását stb.

2. *A szigorú szabályozás alá eső vegyi anyagok jövőbeni csökkenésére kell számítani. Jelenleg is számos vegyi anyag, amelyet magas kockázatú vegyületként tartanak számon, pl. perfluor-oktán-szulfonát (PFOS), csökkenő tendenciát mutat, mely várhatóan a jövőben is folytatódik.*

3. *A szigorúan szabályozott vegyületek helyettesítésére szánt vegyületek jövőbeni növekedésére kell számítani. A szigorúan szabályozott vegyületeket jelenleg is igyekeznek hasonló tulajdonságokkal rendelkező vegyületekkel kiváltani, csak ritkább esetekben jellemző, hogy a termék újratervezésével teljesen elhagyják a problémás vegyületcsoportot. Sok esetben, a helyettesítő anyagok is problémásak (lásd BPA helyettesítők) és jövőbeni szennyezőkké válhatnak.*

4. *Az urbanizált területeken a vízgazdálkodási rendszerek kapacitását növelni kell. A klímaváltozással összefüggésben, várhatóan egyes területeken növekedni fognak az erős esőzések és viharos időjárások, míg más területeken az aszályok. A városokból lefolyó, kezeletlen esővizek jelentős szennyezőanyag források, pl. lebegőanyagok, nehézfémek, közlekedéssel összefüggő mikroszennyezők, lágyítók, biocidok stb. A centralizált és decentralizált technológiák kombinációja lesz szükséges ezen kibocsátások kezeléséhez.*

5. *A vidéki területek vízgazdálkodási rendszereit fejleszteni szükséges. Azoknál a régióknál, ahol a klímaváltozás hatására megnövekedő csapadékmennyiség a jellemző, a felszíni vizek szintjének időszakos növekedése várható, amely az esetlegesen elárasztott szennyvíztisztítókból, illetve mezőgazdasági területekről bemosott szennyezőanyagokat is tartalmazhat. Kiemelkedően fontos a fejlett csapadékvíz-kezelési rendszerek kidolgozása, hogy elkerülhető legyen a kezeletlen szennyvíz túlfolyása, valamint a mezőgazdasági területekről a peszticidek mobilizálódása.*

6. *Meg kell előzni / el kell kerülni a kezeletlen szennyvizek újrahasznosítását a vízhiánnyal érintett területeken. Az aszályos területeken, a száraz periódusok hosszának növekedésével egyre jobban növekedni fog az igény a szennyvíz öntözésre való újrahasznosítására, mely nem megfelelő kezelés esetén a szennyezőanyagok vízgyűjtőbe jutásának további forrásává válik. A szennyvíz tisztítása az újrahasznosítást megelőzően a jövőben még nagyobb kihívássá válik, különösen azokban a városokban, ahol a körkörös gazdaság elvei mentén a víz újrahasznosítása nagyobb arányú lesz, itt meg kell akadályozni a szennyezőanyagokból adódó kockázat „újrahasznosulását”.*

7. *A vízgyűjtő-gazdálkodási tervekbe a jövőbeni regionális fejlesztések különböző forgatókönyveit bele kell foglalni. A városiasodás és a klímaváltozás a földhasználat megváltozását eredményezi. A városi és vidéki szennyezőanyag kibocsátások jelentősen eltérnek, a jövőbeni szennyezőanya-*

gok kibocsátásának megakadályozása érdekében, a feltételezett fejlesztéseket be kell építeni a regionális fejlesztési tervekbe.

8. *Olyan monitoring eljárásokat kell használni, amelyek lehetővé teszik a teljes kémiai terhelés becslését és annak hatását.* A szennyezőanyagok előfordulási mintázatának komplexitása tovább fog növekedni, emiatt olyan monitoring rendszerekre van szükség, amelyek integrált módon teszik lehetővé a teljes kémiai terhelés meghatározásának mérését és annak hatásait. Ezek lehetnek biológiai végpontok, valamint olyan hatásmechanizmusok, amelyek a jövőbeni mikroszennyezők hatásairól feltételezhetőek. A vízi élőlények közül a halakat tartjuk az egyik legérzékenyebb csoportnak az endokrin rendszert károsító anyagokra, pl. szorongást csökkentő és antidepresszáns gyógyszerek halak esetében képesek az aktivitást növelni, gátolni az agresszív viselkedést, a napi aktivitás szintjét és a zsákmányelfogási képességet csökkenteni. Továbbá számos gén változását figyelték meg új szennyezők hatására, amelyek a szteroid termelést, nemi differenciálódást, immunválasz kialakulását és fejlődését befolyásolták, illetve génextpresszió változásokat is kimutattak (Nilsen és társai 2019). A klímaváltozás hatására bekövetkező, növekvő gyógyszerhasználat miatt növelni szükséges az olyan gyógyszer-specifikus végpontok monitorozását, mint pl. a halak viselkedésének változása, amelyek mind a humán mind az ökoszisztéma egészsége szempontjából relevánsak.

9. *Azonosítani szükséges a kémiai nyomás hajtóerőit és megjósolni jövőbeni fejlődésüket.* A terhelési helyzetek komplexitásának folyamatos növekedése miatt bizonyos elsőbbségi anyagok meghatározása szükséges a kockázat csökkentéséhez. Például a városok, iparvidékek, vidéki területek kibocsátási profiljára néhány, meghatározott számú domináns vegyület jellemző, melyek azonosítása hatékonyan segíthet a kibocsátás csökkentési stratégiákban.

10. *Megoldásokra összpontosító, kibocsátás-csökkentési technológiák alkalmazása szükséges, mely a jövőbeni mikroszennyezőket is figyelembe veszi.* A szennyezőanyagok komplex mintázata miatt a kibocsátás csökkentés integrált megközelítést igényel. Területspecifikus kibocsátási monitorozás szükséges, hogy az elsőbbségi szennyezőket helyi szinten lehessen kezelni.

11. *Támogatni szükséges az olyan stratégiákat, amelyek a veszélyes anyagok számát és össz mennyiségét csökkentik.* Számos olyan stratégia létezik, amely képes csökkenteni a szükséges kémiai szerek mennyiségét egy adott cél érdekében, pl. precíziós mezőgazdaság, precíziós orvoslás. A csökkentett mennyiségű kemikáliák mellett fontos minimalizálni is a problémás vegyületek számát a szennyezőanyag mintázatok komplexitásának csökkentése érdekében.

12. *Monitorozni szükséges a felhasznált kritikus vegyületek összértékesítését.* Nemzeti és EU-szintű adatok felhasználásával monitorozni lehet a magas prioritású vegyületcsoportokat. Ezeket az adatokat összesíteni lehet és kiszámolható az adott vegyületre vagy vegyületcsoportra jellemző összes terhelés specifikus hatásmechanizmussal, vagy különleges tulajdonságokkal (pl. perzisztens szerves

anyag), és megjósolhatók az átalakulási termékek. A kritikus vegyületek esetében kulcsfontosságú, hogy megismerjük azokat a hajtóerőket, amelyek a fogyasztásukhoz vezetnek (pl. a reklámok szerepe), illetve azok potenciális befolyásolásának lehetőségét.

13. *Előre kell jelezni a jövőbeni szennyezőanyagokat.* 2030-ra számos társadalmi változásnak komoly következménye lesz a vízgyűjtők vízminőségére. A társadalmi változások szisztematikus elemzése segíthet a jövőbeni szennyezőanyagok felfedésében. A jövőfűrkészés (horizon scanning, Hideg és társai 2019), szektor-specifikus elemzések, és a szigorúan ellenőrzött vegyületek helyettesítésére szánt vegyületek ellenőrzései mind fontosak a jövőbeni szennyezőanyagok előrejelzésében és a döntéshozatalban, hogy melyeket kell előnyben részesíteni.

14. *A folyamatban lévő technológiai innovációkat szűrni kell az új anyagokra és vegyületekre.* Az új technológiák nagy része új vegyületek felhasználásával jár. A technológiák jövőfűrkészése segít azonosítani olyan új anyagokat és vegyületeket, amelyeket várhatóan használni fognak a jövőben.

15. *Az új technológiák kockázat- és hasznonelemzését már a fejlesztés korai szakaszában el kell végezni.* A fejlesztés minél korábbi szakaszában azonosításra kerülnek a problémás vegyületek, annál könnyebb az esetleges helyettesítésük, így azonosításuk a tervezés korai szakaszában kulcsfontosságú (van Wezel és társai 2018).

16. *Támogatni kell a jobb lebomlású és környezetbarátabb vegyületek fejlesztését és felhasználását.* A gyorsabb lebomlású, környezetet kevésbé károsító vegyületek felhasználása csökkenti a problémás kibocsátásokat már a korai szakaszban és jelentősen hozzájárul a komplex kibocsátások csökkentéséhez.

17. *Kvantitatív trendmutatókat kell alkalmazni, hogy modellezni és előre jelezni lehessen a jövőbeni szennyezőanyagokat.* A területhasználat, populációsűrűség, éghajlati különbségek, és számos egyéb faktor hatással van a kémiai terhelésre, ami jelentős területi különbségeket okoz. A társadalmi fejlődések hatásai a jövőbeni szennyezőanyag kibocsátásokra integrálhatóak a kitétség és kockázat modellezés során, például a gyógyszerfogyasztási szokások és a demográfiai változások előrejelzése esetében.

18. *El kell kerülni a nem megfelelő helyettesítéseket csoportszemlélet használatával.* A problémás vegyületek helyettesítése gyakran más problémás vegyülettel történik. Azokat a vegyületeket, amelyek szerkezetileg rokon vegyületek, vagy hasonló hatásmechanizmussal működnek, közös csoportba kellene sorolni, mely elejét veheti az azonos csoportból származó vegyület helyettesítőként való felhasználására és a funkcionális helyettesítést segíti.

19. *Támogatni kell a funkcionális helyettesítő anyagok azonosítását és használatát.* A problémás vegyületek helyettesítésére használt vegyületek veszélyességét és kockázatát szisztematikusan vizsgálni kellene. A kevésbé veszélyes vagy nem kémiai megoldások használatát kellene előnyben részesíteni.

20. *Tájékoztatni kell a továbbfelhasználókat a kritikus vegyületekről és azok tulajdonságairól.* A vegyületek továbbfelhasználóinak számos lehetőségük van a kibocsátásuk csökkentésére. A továbbfelhasználókat tájékoztatni kell, hogy az adott vegyület használat milyen veszéllyel jár a vízminőség szempontjából. A komoly aggodalomra okot adó vegyületek esetén, melyet a REACH tartalmaz, ez az információ elérhető, azonban a többi potenciálisan problémás vegyület esetén ezek az információk hiányoznak.

21. *Támogatni kell a figyelemfelhívó intézkedéseket a fogyasztók számára.* A fogyasztási szokások megváltozásával rendkívüli változások érhetőek el. A fejlett országokban könnyebben elérhetőek a gyógyszerek a lakosság számára, a civilizációs betegségek növekedésével a gyógyszerhasználat is növekszik. Azonban a fejlett országok között is jelentős különbségek vannak a gyógyszerfogyasztási mintázatokban. A recept nélkül kapható gyógyszerek arányának növekedése nagyobb kibocsátási arányokat is jelent. A fogyasztók figyelemfelhívásával jelentős kibocsátás csökkentő hatás érhető el.

A szerves mikroszennyezők környezeti jelenléte többnyire nem látványos, de komoly kockázatot jelent a vízi ökoszisztéma és az emberi egészség számára, melyet a klímaváltozás, a csapadék egyenetlen eloszlása tovább fokozhat. A szerves mikroszennyezők környezeti jelenlétéből származó veszélyek kezelése, megelőzése rendkívül összetett feladat és nagy erőfeszítéseket igényel. A fent bemutatott javaslatok megvalósulásához elengedhetetlen a társadalmi összefogás, a vízügyi szakemberek, mérnökök, kutatók, jogászok, és vízpolitikusok szoros együttműködése. Szemléletváltásra van szükség, hogy a megszokásokon, az eddigi fogyasztói szokásokon változtassunk. Albert Einstein szavaival élve: "újfajta gondolkodásmódra van szükség az emberiség túléléséhez és magasabb szintre lépéséhez" (Einstein 1946).

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A tanulmány az Innovációs és Technológiai Minisztérium, mint Támogató által a TUDFO/51757-1/2019-ITM iktatószámán meghozott támogatói döntése alapján, a Nemzeti Közzolgálati Egyetemen kötött NKFIH-830-8/2019. számú Megállapodásban foglaltak szerint, a 2019. évi Térmaterületi Kiválósági Program céljainak elérése érdekében költségvetési támogatásból készült.

IRODALOMJEGYZÉK

Ádány R. (2011). *Megelőző orvostan és népegészségtan.* Budapest, Medicina Könyvkiadó Zrt.

Arslan M., Ullah I., Müller J. A., Shahid N., Afzal M. (2017). *Organic Micropollutants in the Environment: Ecotoxicity Potential and Methods for Remediation.* In: Enhancing Cleanup of Environmental Pollutants, Anjum N.A., Gill, S., and Tuteja N. (eds.). Springer International Publishing AG, pp. 65-99.

Bergheim M., Gminski R., Spangenberg B., Dębiak M., Bürkle A., Mersch-Sundermann V., Kümmerer K., Gieré R. (2014). *Recalcitrant pharmaceuticals in the aquatic environment: a comparative screening study of their occurrence, formation of phototransformation products and their in vitro toxicity.* Environmental Chemistry 11(4), 431-444. doi: <https://doi.org/10.1071/EN13218>.

Borsodi A., Felföldi T., Jáger K., Makk J., Márialigeti K., Romsics C., Tóth E., Bánfi R., Pohner Z., Vajna B. (2013). *Bevezetés a prokarióták világába.* Márialigeti K. (ed.). Eötvös Loránd Tudományegyetem.

Bunke D., Moritz S., Brack W., Herráez D. L., Posthuma L., Nuss M. (2019). *Developments in society and implications for emerging pollutants in the aquatic environment.* Environmental Sciences Europe 31(1), 32. doi: [10.1186/s12302-019-0213-1](https://doi.org/10.1186/s12302-019-0213-1).

Chiovarou E. D., Siewicki T. C. (2008). *Comparison of storm intensity and application timing on modeled transport and fate of six contaminants.* Science of The Total Environment 389(1), 87-100. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.08.029>.

Clarke B. O., Smith S. R. (2011). *Review of 'emerging' organic contaminants in biosolids and assessment of international research priorities for the agricultural use of biosolids.* Environment International 37(1), 226-247. doi: <https://doi.org/10.1016/j.envint.2010.06.004>.

Clements P. J. M. (2009). *Xenobiotic-Induced Inflammation: Pathogenesis and Mediators.* In: General, Applied and Systems Toxicology, Ballantyne B., Marrs T.C., Syversen T., Casciano D.A., Sahu S.C. (eds.). John Wiley & Sons.

Cory W. C., Welch A. M., Ramirez J. N., Rein L. C. (2019). *Naproxen and Its Phototransformation Products: Persistence and Ecotoxicity to Toad Tadpoles (Anaxyrus terrestris), Individually and in Mixtures.* Environmental Toxicology and Chemistry 38(9), 2008-2019. doi: [10.1002/etc.4514](https://doi.org/10.1002/etc.4514).

Dinka D. D. (2018). *Environmental Xenobiotics and Their Adverse Health Impacts-A General Review.* Journal of Environment Pollution and Human Health 6(3), 77-88. doi: [10.12691/jephh-6-3-1](https://doi.org/10.12691/jephh-6-3-1).

Dulio V., van Bavel B., Brorström-Lundén E., Harmsen J., Hollender J., Schlabach M., Slobodnik J., Thomas K., Koschorreck J. (2018). *Emerging pollutants in the EU: 10 years of NORMAN in support of environmental policies and regulations.* Environmental Sciences Europe 30(1),5. doi: [10.1186/s12302-018-0135-3](https://doi.org/10.1186/s12302-018-0135-3).

Einstein A. (1946). "The Real Problem Is in the Hearts of Men." New York Times, p.11.

Engloner A., Vargha M., Báldi A., Józsa J. (2019). *Hungarian Water Research Programme: challenges and research tasks.* In Józsa J. (ed.) Tihany, Centre for Ecological Research.

EPA. Environmental Protection Agency. <https://www.epa.gov/>. A letöltés dátuma: December, 2018.

Erdős L. (2015). *Zöld hősök.* Budapest: Cser Könyvkiadó és Ker. Kft.

Európai Vegyi anyag-ügynökség (ECHA). REACH-rendelet. <https://echa.europa.eu/hu/regulations/reach/understanding-reach>. A letöltés dátuma: May, 2020.

Fenner K., Canonica S., Wackett L. P., Elsner M. (2013). *Evaluating Pesticide Degradation in the Environment: Blind Spots and Emerging Opportunities.*

Science 341(6147), 752–758.
doi: 10.1126/science.1236281.

Földművelésügyi Minisztérium (2004). Stockholmi Egyezmény. <https://vegianyag.kormany.hu/stockholmi-egyezmeny>. A letöltés dátuma: December, 2018.

Hideg É., Mihók B., Gáspár J., Schmidt P., Márton A., Fabók V., Báldi A. (2019). Környezeti jövőkutatás – Magyarország 2050. Tihany: Ökológiai Kutatóközpont. https://mta.hu/data/dokumentumok/HIDEG_es_mtsai_2019_Kornyezeti_jovokutatas_Magyarorszag_2050_final_web_1.pdf

Iqbal M., Syed J. H., Katsoyiannis A., Malik R. N., Farooqi A., Butt A., Li J., Zhang G., Cincinelli A., Jones K. C. (2017). Legacy and emerging flame retardants (FRs) in the freshwater ecosystem: A review. *Environ Res.* 152, 26–42. doi: 10.1016/j.envres.2016.09.024.

Ivankovic T., Hrenovic J. (2010). Surfactants in the environment. *Arh. Hig. Rada Toksikol.* 61(1), 95–110. doi: 10.2478/10004-1254-61-2010-1943.

Kahl S., Kleinstaub S., Nivala J., van Afferden M., Reemtsma T. (2018). Emerging Biodegradation of the Previously Persistent Artificial Sweetener Acesulfame in Biological Wastewater Treatment. *Environmental Science & Technology* 52(5), 2717–2725. doi: 10.1021/acs.est.7b05619.

Knisz J., Karches T. (2020). A szerves mikroszennyező anyagok eltávolítása a szennyvíztisztítás során. In: Szerves mikroszennyezők a vizekben, Knisz J. (ed.). pp.85-105. <https://tudasportal.uni-nke.hu/tudastar-reszletek?id=123456789/16173>

Knisz J., Vadkerti E. (2020). A szerves mikroszennyezők előfordulása, sorsa, hatása a környezetben. In: Szerves mikroszennyezők a vizekben, Knisz J. (ed.). pp.47-84. <https://tudasportal.uni-nke.hu/tudastar-reszletek?id=123456789/16173>

Knisz J., Vadkerti E., Mátrai I., Goda Z. (2020a). A szerves mikroszennyező csoportok részletes bemutatása. In: Szerves mikroszennyezők a vizekben. Knisz J. (ed.). pp.217-361. <https://tudasportal.uni-nke.hu/tudastar-reszletek?id=123456789/16173>

Knisz J., Vadkerti E., Mátrai I., Goda Z., Salamon E., Karches T., L. V. (2020b). Szerves mikroszennyezők a vizekben. Knisz J. (ed.). Nemzeti Közszolgálati Egyetem. 371p. <https://tudasportal.uni-nke.hu/tudastar-reszletek?id=123456789/16173>

Kobayashi J., Imuta Y., Komorita T., Yamada K., Ishibashi H., Ishihara F., Nakashima N., Sakai J., Arizono K., Koga M. (2015). Trophic magnification of polychlorinated biphenyls and polybrominated diphenyl ethers in an estuarine food web of the Ariake Sea, Japan. *Chemosphere* 118, 201–6. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.08.066.

Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium. (2009). Nemzeti POP Intézkedési Terv A környezetben tartósan megmaradó szerves szennyezőanyagok (POP) csökkentését célzó intézkedések. Budapest: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium.

Nilsen E., Smalling K., Ahrens L., Gros M., Miglioranza K., Pico Y., Schoenfuss H. (2019). Critical Review: Grand Challenges in Assessing the Adverse Effects of Contaminants of Emerging Concern on Aquatic Food Webs. *Environmental Toxicology and Chemistry* 38(1), 46–60.

NORMAN Network. <https://www.norman-network.net>. A letöltés dátuma: December, 2018.

NORMAN Network. NORMAN List of Emerging Substances. <https://www.norman-network.net/?q=node/81#sub5>. A letöltés dátuma: December, 2018.

Nzila A. (2013). Update on the cometabolism of organic pollutants by bacteria. *Environ Pollut* 178, 474–82. doi: 10.1016/j.envpol.2013.03.042.

Petrie B., Barden R., Kasprzyk-Hordern B. (2015). A review on emerging contaminants in wastewaters and the environment: current knowledge, understudied areas and recommendations for future monitoring. *Water Res* 72, 3–27. doi: 10.1016/j.watres.2014.08.053.

RiBaTox (2018) Guide to Tools and Services for River Basin Toxicants (Version 2018). <https://solutions.marvin.vito.be/>. A letöltés dátuma: April, 2020.

Ruhí A., Acuña V., Barceló D., Huerta B., Mor J.-R., Rodríguez-Mozaz S., Sabater S. (2016). Bioaccumulation and trophic magnification of pharmaceuticals and endocrine disruptors in a Mediterranean river food web. *Science of The Total Environment* 540, 250–259. doi: <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2015.06.009>.

Sauve S., Desrosiers M. (2014). A review of what is an emerging contaminant. *Chem Cent J* 8(1), 15. doi: 10.1186/1752-153X-8-15.

Schiedek D., Sundelin B., Readman J. W., Macdonald R. W. (2007). Interactions between climate change and contaminants. *Mar Pollut Bull* 54(12), 1845–56. doi: 10.1016/j.marpolbul.2007.09.020.

Schmitt-Jansen M., Bartels P., Adler N., Altenburger R. (2007). Phytotoxicity assessment of diclofenac and its phototransformation products. *Anal Bioanal Chem* 387(4), 1389–96. doi: 10.1007/s00216-006-0825-3.

Scholz N. (2016). Setting criteria on endocrine disruptors. Follow-up to the General Court judgment. European Parliamentary Research Service.

Singh R. (2017). Biodegradation of xenobiotics- a way for environmental detoxification. *International Journal of Development Research* 7(07), 14082–14087.

Siracusa J. S., Yin L., Measel E., Liang S., Yu X. (2018). Effects of bisphenol A and its analogs on reproductive health: A mini review. *Reprod Toxicol* 79, 96–123. doi: 10.1016/j.reprotox.2018.06.005.

SOLUTION Project. <https://www.solutions-project.eu/project/>. A letöltés dátuma: April, 2020.

UN Environment Program (2017). Stockholm Convention on Persistent Organic Pollutants (POPs) Texts and Annexes. Secretariat of the Stockholm Convention (SSC), A letöltés dátuma: May, 2020.

van Wezel A. P., van Lente H., van de Sandt J. J., Bouwmeester H., Vandenberg R. L., Sips A. J. (2018). Risk analysis and technology assessment in support of technology development: Putting responsible innovation in practice in a case study for nanotechnology. *Integrated Environmental Assessment and Management* 14(1), 9–16. doi: 10.1002/ieam.1989.

Vogel S. A. (2009). The politics of plastics: the making and unmaking of bisphenol a "safety". *American journal of public health* 99 Suppl 3(Suppl 3), S559–S566. doi: 10.2105/AJPH.2008.159228.

Wania F., MacKay D. (1996). Peer Reviewed: Tracking the Distribution of Persistent Organic Pollutants. *Environmental Science & Technology* 30(9), 390A–396A. doi: 10.1021/es962399q.

Watts N., Adger W. N., Agnolucci P., Blackstock J., Byass P., Cai W., Chaytor S., Colbourn T., Collins M., Cooper A., Cox P. M., Depledge J., Drummond P., Ekins P., Galaz V., Grace D., Graham H., Grubb M., Haines A., Hamilton I., Hunter A., Jiang X., Li M., Kelman I., Liang L., Lott M., Lowe R., Luo Y., Mace G., Maslin M., Nilsson M., Oreszczyn T., Pye S., Quinn T., Svendsdotter M., Venevsky S., Warner K., Xu B., Yang J., Yin Y., Yu C., Zhang Q., Gong P., Montgomery H., Costello A. (2015). Health and climate change: policy responses to protect public health. *Lancet* 386(10006), 1861–914.

Wee S. Y., Aris A. Z. (2017). Endocrine disrupting compounds in drinking water supply system and human health risk implication. *Environ Int* 106, 207–233. doi: 10.1016/j.envint.2017.05.004.

WHO-UNEP (2013). State of the Science of Endocrine Disrupting Chemicals - 2012. An assessment of the state of the science of endocrine disruptors prepared by a group of experts for the United Nations Environment Programme (UNEP) and WHO, A., Heindel J.J., Jobling S., Kidd K.A. and Zoeller R.T. (eds.). 296p.

Wilkinson J., Hooda P. S., Barker J., Barton S., Swinden J. (2017). Occurrence, fate and transformation of emerging contaminants in water: An overarching review of the field. *Environ Pollut.* 231(Pt 1), 954–970. doi: 10.1016/j.envpol.2017.08.032.

Willets L., Goldberg T., Mwangi W. (2019). BWS 2019 Highlights: Tuesday, 15 October 2019. In BWS Bulletin. Budapest: International Institute for Sustainable Development (IISD). <https://enb.iisd.org/events/budapest-water-summit-bws-2019/highlights-and-images-main-proceedings-15-october-2019>

Xiao F. (2017). Emerging poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: A review of current literature. *Water Res.* 124, 482–495. doi: 10.1016/j.watres.2017.07.024.

2000/60/EK Európa Parlamenti és Tanácsi irányelv a vízpolitika terén a közösségi fellépés kereteinek meghatározásáról.

2008/105/EK Európa Parlamenti és Tanácsi irányelv a vízpolitika területén a környezetminőségi előírásokról.

2013/39/EU Európa Parlamenti és Tanácsi irányelv a 2000/60/EK és a 2008/105/EK irányelvnek a vízpolitika terén elsőbbséginek minősülő anyagok tekintetében történő módosításáról.

2018/840 A Bizottság (EU) Végrehajtási Határozata a vízpolitika területén uniós szintű monitoring alá helyezendő anyagok megfigyelési listájának a 2008/105/EK európai parlamenti és tanácsi irányelv alapján történő összeállításáról és az (EU) 2015/495 bizottsági végrehajtási határozat hatályon kívül helyezéséről.

2455/2001/EK Európa Parlamenti és Tanácsi határozat a vízpolitika területén az elsőbbségi anyagok jegyzékének megállapításáról és a 2000/60/EK irányelv módosításáról.

A SZERZŐK



KNISZ JUDIT, PhD, biológus, az NKE VTK tudományos főmunkatársa. Kutatási területei: mikrobiálisan befolyásolt korrózió, egyedi szennyvíztisztító kisberendezések mikroorganizmus közösségei, szerves mikroszennyezők környezeti jelenléte.

VADKERTI EDIT, PhD, ökológus, az NKE VTK Vízellátási és Csatornázási Tanszékének vezetője. Kutatási területe: alkalmazott hidrobiológia.

Az éghajlatváltozás hatásai az oldott oxigén koncentrációjára parti szűrésű vízbázisokban

Goda Zoltán

Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víz tudományi Kar (goda.zoltan@uni-nke.hu)

Kivonat

A parti szűrés széles körben alkalmazott vízszerszerési mód, amely természetes víztisztítási folyamatokra épít. A mederfalán át történő szivárgás során lejátszódó fizikai, kémiai és mikrobiológiai folyamatoknak köszönhetően a folyó vizére jellemző szennyezőanyagok koncentrációja jelentősen csökken. A szerves szennyezőanyagok eltávolításában fontos szerepet játszó mikrobiológiai szervezetek aerob élőlények, életműködésük alapvető feltétele az oxigén. Korábbi kutatások alapján feltételezhető, hogy az éghajlatváltozás több tényezőt keresztül negatívan hat a felszíni vizek oxigénháztartására, ezáltal a parti szűrés folyamataiban résztvevő mikrobiológiai szervezetekre. A tanulmány egy 11 hónapon át folytatott kutatómunka eredményeit foglalja össze, amely a Duna folyó és a bajai parti szűrésű vízbázis termelőkútjaira jellemző oxigénviszonyokat vizsgálta. A kutatás időszakában a vizsgált kutakban oldott oxigént annak ellenére sem sikerült kimutatni, hogy a Duna oxigéntelítettsége szinte végig 90% feletti, azaz közel telített volt. A kutatás során a $\delta^2\text{H}$ és a $\delta^1\text{H}$, valamint a $\delta^{18}\text{O}$ és $\delta^{16}\text{O}$ stabil izotópok arányának vizsgálatával sikerült meghatározni a kutak parti szűrt víz arányát is. Az eredmények alapján a vizsgált kutak vize 60-80%-ban felszíni víz eredetű. Ebből az a következtetés vonható le, hogy a parti szűrésű vízbázisok oxigénháztartásának vizsgálata csak olyan esetben adhat információt azok működésére, ahol a szűrt víz arány kiemelkedően magas és az oldott oxigén fogyása, valamint a mikrobiológiai szervezetek működése között egyértelmű korreláció állítható fel.

Kulcsszavak

Parti szűrés, vízbázisok, éghajlatváltozás, oldott oxigén, stabil izotóp, vízszerszerés, vízellátás.

Effects of climate change on dissolved oxygen concentrations in bank-filtered water bodies

Abstract

Riverbank filtration has extensive application in drinking water production throughout the world. These aquifers are considered to be highly effective in removing and reducing contaminants, and under suitable conditions, they can provide raw water that complies with the European drinking water standards. These systems are based on natural – physical, chemical and microbiological – processes during the flow of the water through the riverbed media. The quality of surface water improves during these natural processes, the concentration of pollutants decreases significantly. Microbiological organisms, which play an important role in the removal of organic contaminants, are aerobic organisms, and oxygen is an essential condition for their functioning. Based on previous research, it is assumed that climate change through several factors has a negative impact on the oxygen concentration of surface waters, thus the activity of microbiological organisms involved in riverbank filtration. This paper summarizes the results of a 11-month research and aims at identifying climate factors affecting bank filtration performance. For almost a year we examined the oxygen conditions of the Danube River and the bank filtered wells of the aquifer at a Hungarian municipality, Baja. During the period of this research, dissolved oxygen in the examined wells could not be detected though the oxygen saturation of the Danube was almost more than 90 %, near to saturation. During the research, the ratio of $\delta^2\text{H}/\delta^1\text{H}$, and $\delta^{18}\text{O}/\delta^{16}\text{O}$ stable isotopes were also determined to calculate the ratio of the bank filtered water of the wells. Based on our results, the water of the wells determined as 60-80% surface water origin. The conclusion of the study is that the dissolved oxygen concentration of the bank filtered aquifers can only provide information on their processes if the filtered water ratio is significantly high and a clear correlation between the depletion of dissolved oxygen and the functioning of microbiological organisms can be established.

Keywords

Riverbank filtration, water sources, climate change, dissolved oxygen, stable isotope, water supply.

BEVEZETÉS

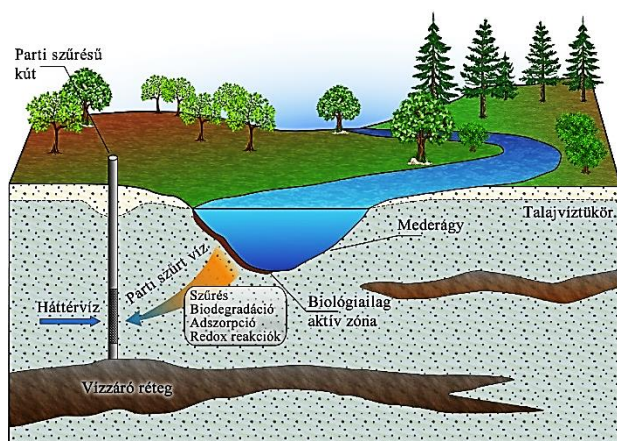
Az elmúlt néhány évtizedben felszíni vizeink és parti szűrésű ivóvízbázisaink környezeti hatásokkal szembeni kitettsége sokat változott és ez a változás nem állt meg, várhatóan a jövőben is folytatódni fog. A korszerű szennyvíztisztításnak köszönhetően egyes szennyezőforrások hatása csökkent, több vízminőségi paraméter esetében javuló tendencia tapasztalható. Másfelől viszont a szennyezőanyagok között számos olyan szerves mikroszennyező jelent meg – elsősorban a gyógyszeripari termékek és a mikroműanyagok – amelyek korábban nem fordultak elő (Schoenheinz és Grischek 2011). Mindeközben az éghajlatváltozás mérhető és számszerűsíthető lenyomatot hagy hazánk időjárásában és folyóink vízjárásában. A hazai ivóvízellá-

tás jelentős részét biztosító parti szűrés igen hatékony egyes szennyezőanyagok eltávolításában, ezt számos korábbi kutatás igazolta. Ám e hatékonyságnak feléletei vannak, melyek közül az egyik legjelentősebb a kedvező szivárgási úthossz és idő, valamint az aerob/anaerob zónák megfelelő aránya a szűrőközegben. Abban az esetben, ha a felszíni víztest oldott oxigén koncentrációja alacsony, az aerob zóna kiterjedése is kritikusan alacsony lehet a szűrőközegben, ez pedig a szennyezőanyagok elégtelen lebontásához vezethet (Hiscock és Grischek 2002). Indokolt tehát a parti szűrésű vízbázisok oxigénháztartásának kutatása, valamint az éghajlatváltozás felszíni vizekre és azokkal szoros kapcsolatban álló parti szűrésű vízbázisokra gyakorolt hatásának vizsgálata.

ELŐZMÉNYEK ÉS CÉLOK

Parti szűrésű vízbázisok

Magyarországon a víztermelés több mint harmadát parti szűrésű vízbázisok biztosítják, amelyek közös jellemzője, hogy valamely felszíni víztesttel – kivétel nélkül folyóval – dinamikus kapcsolatban állnak (KSH 2018). Fontos rámutatni, hogy ez az arány az üzemelő vízbázisokra vonatkozik, a védelemben helyezett távlati vízbázisaink kivétel nélkül parti szűrésű vízbázisok. Jelenünk és jövőnk víztermelése tehát jelentős mértékben támaszkodik e vízadókra, és ez nem véletlenül alakult így. A parti szűrésű vízbázis kútjait jellemzően a folyómederhez közel, jó vízvezető képességű alluviális kavicssteraszokon létesítik. A parti szűrés folyamata során a folyó vize ezen a néhány méter vastag kavics, durva szemű homokrétegen szivároghatva jut el a víztermelő kútba. A folyó vízének a mederágyba történő beszivárgása és a kút irányába történő áramlása a víztermelés hatására következik be. Ez a mesterségesen létrehozott áramlás határozza meg a szivárgási időt, amely a parti szűrés folyamatának és hatékonyságának kritikus fontosságú tényezője. A szivárgás során olyan mechanikai, fizikai-kémiai és mikrobiológiai folyamatok zajlanak le, amelyek hatására a felszíni víz lebegő- és szervesanyag-tartalma jelentős mértékben csökken, továbbá mikrobiológiai paraméterei akár több nagyságrenddel is csökkenhetnek (Hiscock és Grischek 2002). Megfelelő körülmények között a parti szűrésű kutak által termelt nyersvíz minőségi paraméterei kielégíthetik a jelenleg érvényben lévő jogszabályi feltételeket, így a termelt víz akár további kezelés nélkül – utófertőtlenítés után – továbbítható az ivóvízelosztó hálózatba, és ezáltal a fogyasztókhoz. Az 1. ábra a parti szűrés alapvető folyamatait foglalja össze.



1. ábra. Parti szűrésű vízbázis szerkezete és alapvető folyamatai
Figure 1. Structure and the main processes of a riverbank filtration aquifer

A parti szűrés vitathatatlan előnye tehát, hogy a vízkezelés jelentős részét természetes folyamatokra bízva, így az ivóvíztermelés folyamatában jelentős költség, vegyszer és energia megtakarítás érhető el. A parti szűrésű kút által termelt víz esetében, más felszín alatti vizekkel összehasonlítva, lényegesen alacsonyabb fajlagos költségen érhető el az ivóvízminőség, ezért a parti szűrésű vízszerezés hazánkban és a világ más országaiban is jelentős arányban

alkalmazott módszer. Az így termelt víz azonban nem teljes mértékben felszíni víz eredetű. A szivárgás során a mederágy adottságainak függvényében a folyó vize változó arányban keveredik a felszín alatti vízzel, így a víztermelő kútból kitermelhető nyersvíz tulajdonképpen e kettő keveréke. A vonatkozó kormányrendelet alapján a szűrt folyóvíz aránya a termelt vízben legalább 50% kell legyen, de az elmúlt évtizedekben elvégzett stabil oxigén-, és hidrogénizotópos vizsgálatok is alátámasztják, hogy ez az arány a vízállástól és a hidrogeológiai paraméterektől függően általában 60% és 95% között változik (Deák és társai 1992). A tapasztalatok azt mutatják, hogy szerencsés, ha a szűrt folyóvíz aránya lényegesen nagyobb a felszín alatti víz (ún. háttérvíz) arányához képest. Ez utóbbi ugyanis általában határérték feletti vas- és mangántartalommal, vagy nitrogénformákkal szennyezett, így ilyen esetben kiegészítő vízkezelési technológia üzemeltetése válhat szükségessé.

A szivárgási időnek és sebességnek meghatározható egy ideális tartománya. Túl gyors szivárgási sebesség esetén az elvárt mikrobiológiai, fizikai-kémiai folyamatok nem zajlanak le megfelelő mértékben és a termelőkutakban megjelenhetnek a felszíni vízre jellemző szennyezőanyagok. Az ideálisnál lényegesen hosszabb szivárgási idő esetén pedig a víz – oldott oxigén hiányában – tartósan anaerob állapotba kerül, és e körülmények között nem kívánt kémiai folyamatok is lezajlanak. Ilyen reakció a már oxidált állapotban lévő vas és mangán redukciója és visszaoldódása. A kút nyersvizében megemelkedik a szennyezőanyagok koncentrációja, ez pedig további vízkezelési lépéseket tesz szükségessé (Salamon és Goda 2019). A parti szűrés esetében a szivárgási sebesség a homokszűrő technológiákkal összehasonlítva különösen alacsonynak mondható, mindössze 0,1-0,25 m/nap. Összességében elmondható, hogy a gondosan megválasztott helyre telepített parti szűrésű kút kifogástalanul működik, de különösen fontos a hidrogeológiai tényezők alapos ismerete és figyelembevétele.

Az éghajlatváltozás hatása

Folyóink vízjárásában és vízminőségében bekövetkező változás beleszólhat a parti szűrés működésébe és jelentős mértékben befolyásolja a kitermelhető víz minőségi és mennyiségi mutatóit (Schoenheinz és Grischek 2011). Az elmúlt évtizedekben végzett kutatások azt mutatják, hogy az éghajlatváltozás kimutatható, egyes esetekben jelentős hatással van a felszíni víztestek mennyiségi és minőségi mutatóira, amelyek a parti szűrésű vízbázisok peremfeltételeinek tekinthetők. Amennyiben ezek a környezeti körülmények változnak, feltételezhető, hogy valamekkora mértékben a parti szűrés folyamatait is befolyásolják. Az éghajlatváltozás kapcsán tudományos publikációk sora világított rá, hogy Magyarországon elsősorban a csapadékeltoszlás szélsőségessé válása, valamint a hőmérséklet emelkedése tapasztalható (Hoffmann és Lakatos 2017). Ezek közvetlen hatása pedig a felszíni vizek átlaghőmérsékletének növekedésében és vízjárásuk szélsőségessé válásában fedezhető fel. Az oxigén oldódása a vízben hőmérsékletfüggő, a vízhőmérséklet és az oxigéntelítettség fordított

arányban áll egymással. 10°C hőmérséklet-emelkedés nagyjából 20% oxigéntartalom csökkenést jelent (Rácz 2011). 2018-ban a Duna víz hőmérséklete megközelítette, sőt egy időre el is érte a korábban soha nem mért 30°C-ot. A Duna vízjátéka valamivel több, mint 9 méter és fontos rámutatni, hogy a folyó legkisebb és legnagyobb vízállása is az elmúlt tíz évben következett be. A szélsőségesen változó vízállás miatt megváltozik a szivárgási út, és így a szivárgási idő is, amely a vízminőségi paraméterekre lehet hatással. A heves csapadékesemények következtében kialakuló villámárvizek pedig haváriákhoz, nem várt szennyvezetésekhez vezethetnek és olyan szennyezőanyagok jelenhetnek meg a felszíni víztestben, amelyek hatékony visszatartására a parti szűrés nem képes. A parti szűrésű vízbázisok éghajlatváltozással szembeni érzékenységére már több tanulmány is rámutatott. Sprenger és munkatársai arra a következtetésre jutottak, hogy az aszályos időszakok következtében kialakuló tartósan alacsony vízállás miatt jelentősen megnövekedhet az anaerob zóna kiterjedése a szűrőközegben. Ugyanakkor a szélsőségesen magas vízállás olyannyira lerövidítheti a szivárgási időt, hogy a felszíni vízre jellemző szennyezőanyagok – patogén baktériumok, szerves mikroszennyezők és lebegőanyagok – áttörhetnek és megjelenhetnek a kutakban (Sprenger és társai 2011). Fentiekből kiindulva terveztem meg a kutatómunkát, amely Baja város parti szűrésű vízbázisának oxigénviszonyait vizsgálta.

A bajai parti szűrésű vízbázis

A bajai parti szűrésű vízbázis a Duna bal partján helyezkedik el, nagyjából egy kilométerrel a város felett, a 1481,1 és 1481,5 fkm közötti partszakaszon. A vízbázis területe a város felől aszfaltozott úton közelíthető meg. A védőövezet határát tábla jelzi, a kutak közvetlen környezete, azaz a belső védőövezet kerítéssel védett. A kutak környezetében jelentősebb szennyezőforrás nem található, de közvetlenül a kútsor feletti partszakaszon nyaralóövezet alakult ki, ahol a szennyvízelvezetés és kezelés nem megoldott, így a szennyvíz házilag kialakított felszín alatti tározókba kerül, onnan pedig a környező talajvízbe szivárog. A hidrogeológiai védőövezeteken mezőgazdasági területek és mára megszűnt állattartó telep található. A vízbázis a Duna mosott partján található, így feliszapolódástól nem kell tartani, az abráziós hatás ellen kőszórás védi a partfalat. Az elmúlt 50 évben a parton kisebb mozgások történtek, de az elvégzett kútszerkezet-vizsgálatok alapján ez a kutakat nem érintette. A bajai parti szűrésű kútsor elhelyezkedését a Duna partján a 2. ábra szemlélteti.

A vízbázis első kútjai 1967-ben készültek el, a Dél-Bács-Kiskun Megyei Vízmű Vállalat létesítésében. A növekvő vízigény és a hálózat bővítésének köszönhetően a víztermelés folyamatosan növekedett, így a vízbázison sorra létesültek a kutak, összesen 18 db. Az utolsó kútfúrás 2003-ban zajlott. A '90-es évek elejétől az országos átlaghoz hasonlóan itt is jelentősen csökkent a vízigény, ezért további kutak nem épültek, a meglévők közül jónéhány megszűnt vagy üzemen kívül helyezték. A vízbázis a többi parti szűrésű vízbázishoz hasonlóan sérülékeny minősítést kapott a diagnosztikai fázis során, védelembe helyezése pedig viszonylag gyorsan, már 2002-ben lezárult. A védett

vízkapacitás 20 000 m³/nap, ekkora víztermelésre az üzemelő kutak elméletileg képesek lennének, de jelenleg nincs minden kútban telepített búvárszivattyú. A vízbázis Baja várost és egy távvezetéken keresztül Mártonszállás községet látja el ivóvízzel. A napi vízigény még a nyári csúcsidőszakban is csak ritkán éri el a 8 000 m³-t, az átlagos fogyasztás napi 5 000 m³ körül alakul. A 2016-ban lezárult ivóvízminőség-javító projekt során felújított ivóvízkezelő technológia kapacitása 10 500 m³/nap. Elmondható tehát, hogy a vízbázis, akár a jelenleginél kétszer nagyobb vízigényt is képes lenne tartósan kielégíteni. Pillanatnyilag sem a jövőre vonatkozó városrendezési tervek, sem pedig a gazdaság helyi alakulása nem vetít előre jelentősebb vízigény-növekedést, így kapacitásbővítés nem indokolt.



2. ábra. A bajai parti szűrésű kútsor és a vízmű
Figure 2. The riverbank filtration wells and the water treatment plant of Baja

A kutatás célja

A bajai vízbázison folytatott kutatás az Új Nemzeti Kiválósági Program keretein belül valósult meg. Célja egyrészt az éghajlatváltozás vízbázisra gyakorolt lehetséges hatásainak számbavétele, az oldott oxigén jelenlétének vizsgálata, valamint a kutakban mérhető parti szűrt víz arány meghatározása volt. E három tényező összefüggése korábbi kutatások alapján feltételezhető. A felszíni víztest magasabb hőmérséklet esetén kevesebb oxigén oldására képes, így az oxigéntelítettség romlani fog. Ez azt eredményezheti, hogy a nyári hónapok során a parti szűrés hatékonysága nem lesz megfelelő. Fentiekre jó példa Eckert és társai munkája, akik a Rajna folyóban mértek hőmérsékleti értékeket és az oldott oxigén koncentrációját. Ezzel párhuzamosan ugyanezen paramétereket Düsseldorf parti szűrésű vízbázisának egyik kútjában is vizsgálták, valamivel több mint egy éven keresztül (Eckert és társai 2008). A kutatásban rámutattak, hogy a nyári hónapokban a kutak vizében nincs jelen oxigén, így mikrobiológiai szervesanyagbontás hatékonysága megkérdőjelezhető. Hasonló jelenség természetesen a hazai folyók és parti szűrésű vízbázisok esetén is előfordulhat. Sharma és munkatársai szintén a Rajna folyó mentén végeztek kutatást. Az oxigénkoncentrációra, mint skalárváltozóra olyan konvekciós-diffúziós egyenletet írtak fel, mely a biokinetikai folyamatokat is tartalmazta, és amely alkalmas a parti szűrésű zónában zajló, dinamikus változó hidrogeokémiai folyamatok elemzésére (Sharma és társai 2012). Eredményeik azt mutatták, hogy a folyó szezonális

hőmérsékletváltozása a szivárgási idő drasztikus változásával együtt jelentős hatással volt az oxigénháztartásra és a biológiai szervesanyag bomlás mértékére a szivárgási zónában. Nyáron magasabb vízhőmérséklet mellett nagyobb volt a mikrobiológiai aktivitás és az oldott oxigén folyamatok során elfogyott. Ugyanakkor az alacsony vízhőmérséklet csökkentette a mikrobiális aktivitást, és az oldott oxigén megjelent a vizsgált termelőkutakban. Hasonló munkát folytattak Henzler és munkatársai Berlinben a Spree folyó egyik parti szűrésű vízbázisán (Henzler és társai 2016). A 2,5 éven át tartó kutatómunka során mért adatokkal hasonlították össze az általuk kifejlesztett transzportmodell eredményeit. Ők az oxigén viselkedése mellett a nitrát és szulfát koncentrációk változását is megfigyelték. Eredményeikből látható, hogy amíg a téli hónapokban, alacsony vízhőmérséklet mellett az oldott oxigén a parttól 80 méter távolságra is eljut, addig a nyári hónapokban már 10-20 méter távolságban is csak alacsony koncentrációban mutatható ki. Tanulmányukban rámutatnak, hogy egyes szerves mikroszennyezők redukációjában kritikus fontosságú lehet az oldott oxigén jelenléte.

A Duna folyam szezonális változásait figyelembe véve közel egy éven keresztül vizsgáltam oldott oxigén jelenlétét és változását a Dunában és a bajai parti szűrésű vízbázis kútjaiban. A vizsgálat 2020 júliusa és 2021 májusa között, havonta egy alkalommal, helyszíni méréssel történt. A mérés egy HACH 40D digitális többszörös multiméterrel végeztem, amelyhez egy Intellical LDO101 laboratóriumi lumineszcenciás/optikai oldottoxigén-érzékelő szondát és Intellical LDO101 Field terepi lumineszcenciás/optikai oldottoxigén-érzékelő szondát csatlakoztattam. A két különböző szonda alkalmazásával a mérés pontosítható volt. A Duna esetében a mérés a hajózási bójához rögzített csónakból történt a folyófenék felett 0,5 méterrel. A kutatáshoz a vízbázis kútjai közül a 9. és a 9/A jelű kutakat választottam, amelyek elhelyezkedésükben, kapacitásukban és talpmélységükben egyaránt különbözőek, jellemző adataikat az 1. táblázatban foglaltam össze. A vizsgált vízmű kutak esetében az oldott oxigén mérése egy mintavételi csapra szerelt tömlőn át kiengedett vízzel töltött, szűk szájú edényben történt, minimalizálva a légköri oxigén beoldódását.

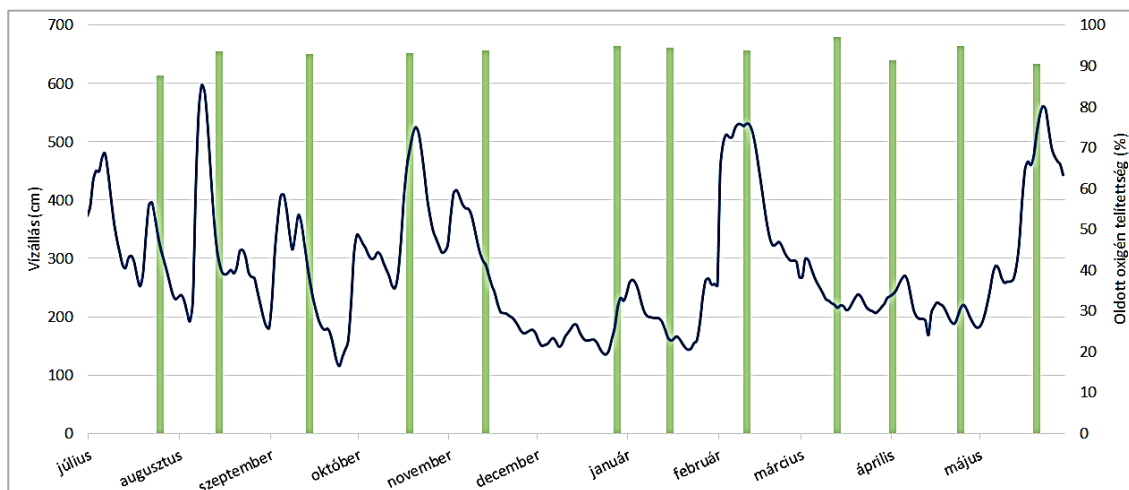
1. táblázat. A kutatásba bevont termelőkutak, talajvízkút és a felszíni víz mintavételi pont alapvető adatai
Table 1. Basic parameters of the investigated wells, the groundwater well and surface water sampling point

	9. vízmű kút	9/A vízmű kút	Talajvízkút	Felszíni víz - Duna	
Építés éve	2003	2003	nem ismert	Mintavételi pont	1481,2 fkm
Talpmélység	-38,7 m	-55 m	-35 m	Vízállás	467 cm
Vízhozam	1700 l/perc	3700 l/perc	nem ismert	Vízhozam	2800 m ³ /s
Nyugalmi vsz.	-9,75 m	-9,70 m	nem ismert		

EREDMÉNYEK ÉS KÖVETKEZTETÉSEK

A mérések alapján kijelenthető, hogy a Duna vízében mért oldott oxigén koncentráció az adott légköri nyomáson és hőmérsékleten számított telítettség koncentrációhoz képest vízhőmérséklettől és vízállástól függetlenül 90% feletti,

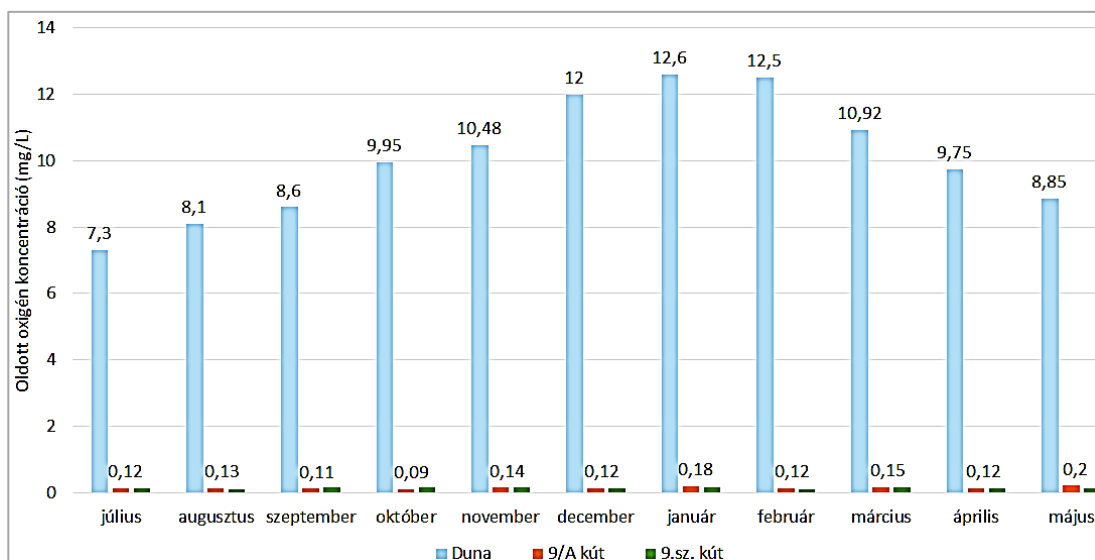
azaz közel telített állapotú. Az oldott oxigén koncentrációja a vertikális turbulens diffúzióknak köszönhetően a vízmélységgel nem változik, azaz a fenék közelében hozzávetőlegesen a felszínközeli rétegekhez hasonló oxigén koncentráció volt mérhető. Az eredményeket a 3. ábrán tüntettem fel.



3. ábra. A Duna vízállása és oldott oxigén telítettsége a vizsgált időszakban
Figure 3. The level and dissolved oxygen saturation of the Danube River in the research period

A Duna kiváló oxigénháztartása ellenére a vizsgált kutakban oldott oxigén gyakorlatilag nem volt kimutatható. A műszerrel a mérések alkalmával 0,09-0,2 mg/l oldott oxigén volt mérhető, amely annyira alacsony, hogy a mérés pontat-

lanságából is adódhat, attól érdemben nem megkülönböztethető. A kutak vizének hőmérséklete jellemzően a 12-14°C tartományon belül változott. A Dunában és a kutakban mért oldott oxigén koncentráció értékei a 4. ábrán láthatók.



4. ábra. Oldott oxigén koncentráció a Dunában és a vizsgált kutakban
Figure 4. Concentration of dissolved oxygen in the Danube River and in the investigated wells

A helyszíni mérés folyamán a legnagyobb gondosság ellenére is beoldódhat ekkora mennyiségű oxigén, sőt az oxigén beoldódása már a kútban megkezdődhet. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy az oldott oxigén nem jelenik meg a kutakban, ez egyébként egyezik az üzemeltető korábbi tapasztalataival. Ahhoz, hogy az oldott oxigén hiányára elfogadható magyarázatot találjak mindenképpen fontosnak tartottam meghatározni a kutakban a parti szűrt víz arányát.

Parti szűrt víz arány meghatározása

A parti szűrésű kutak vize a felszíni víztestből származó szűrt víz és a felszín alatti talajvíz keveréke. A két vízforma aránya fontos tényező, hiszen ez meghatározza a vízminőséget, amelyet a vízkezelő technológia tervezésekor figyelembe kell venni. Annak ellenére, hogy a felszíni víztest vízállásának, a vízbázis korának, kihasználtságának, valamint a kutak állapotának függvényében ez az arány változhat, a szűrtvíz-arány meghatározása egyáltalán nem rutinfeladat, sőt tapasztalataim alapján meglehetősen ritkán végzett vizsgálat. A felszín alatti vizek eredete és áramlása matematikai modellek segítségével is becsülhető, de emellett rendelkezésünkre áll olyan módszer, amely természetes nyomjelző izotópok jelenlétére épít. A $\delta^2\text{H}$ és a $\delta^1\text{H}$, valamint a $\delta^{18}\text{O}$ és $\delta^{16}\text{O}$ – nehéz és könnyű – stabil izotópok arányának meghatározása információt nyújthat a felszín alatti – így a parti szűrésű – vizek eredetéről (Deák és társai 2011). A stabil izotópok jellemzője, hogy soha nem bomlanak el és eltérő neutronszámukból adódó tömegkülönbségüknek köszönhetően különböző környezeti körülmények között eltérően viselkednek. A hidrogén és oxigén stabil izotópok környezeti előfordulásának arányait az 2. táblázat foglalja össze.

2. táblázat. A hidrogén és oxigén stabil izotópok előfordulásának aránya a környezetben

Table 2. The rate of hydrogen and oxygen stable isotopes in the environment

Elem	Izotóp	Gyakoriság (%)
Hidrogén	$\delta^1\text{H}$	99,98
	$\delta^2\text{H}$ (D)	0,0156
Oxigén	$\delta^{16}\text{O}$	99,762
	$\delta^{17}\text{O}$	0,038
	$\delta^{18}\text{O}$	0,2

A stabil izotópok eltérő viselkedésének köszönhetően más izotóparány mérhető a levegőben, a frissen lehullott csapadékban, az édesvízben, a tengervízben, vagy a permafroszt jegében. Az izotóparány vizsgálatának módszerével meghatározható tehát a felszín alatti víz összetétele, eredete és kora is.

A bajai parti szűrésű vízbázis kútjai által termelt víz eredetét ezidáig nem tárta fel kutatómunka. Mivel a vízbázison jelenleg működő 8 db kút kapacitása között jelentős eltérés mutatkozik, feltételezhető, hogy az egyes kutak szűrt víz-aránya is eltérő. Hasonlóképpen változhat a vízarány a Duna vízállásának függvényében. Magasabb vízállás esetén a partfalra nehezedő vízoszlop nyomása nagyobb lesz, így a beszivárgó víz mennyisége is emelkedni fog. A folyó tartósan alacsony vízállása esetén viszont a lecsökkent partoldali nyomásnak köszönhetően megemelkedik a háttérvíz aránya a kutakban. Az összes kút vizsgálata több, eltérő Duna vízállás mellett időigényes, logisztikai és pénzügyi szempontból is nehezen kivitelezhető lett volna, ezért a vizsgálathoz két eltérő vízhozamú kutat vizsgáltam a Duna közepes vízállása mellett. A bajai vízbázis 9. számú kútja kisebb vízhozamú, míg a 9/A jelű kút nagyobb vízhozamú. Referencia mintavételi pontnak a Duna egy jól meghatározható pontját választottam közvetlenül a vízbázis mellett, valamint egy, a vízbázis közelében található magánkézben lévő talajvízkutat. A kutak és a felszíni mintavételi pont mintavételkori (2021. május 18.) alapvető adatait az 1. táblázat tartalmazza.

A két vízmű termelőkút vízhozamában tehát valamivel több, mint kétszeres különbség mutatkozik. A felszíni víz mintavételi pontjaként a Duna 1481,2 fkm-én található hajózási bóját jelöltem meg, a mintavétel a bójához rögzített csónakból történt. A talajvízkútról a talpmélységen kívül nem állt más adat rendelkezésemre, de kialakításából, illetve a folyótól való távolságából adódóan egyértelműen talajvízkútnak minősül, abban a folyóból származó víz aránya elhanyagolható.

A mintavétel 2021. május 18-án, a Duna közepesen magas, áradó vízállásánál történt. A stabil izotópos vizsgálat nem támaszt speciális követelményeket a mintavétellel és a minták tárolásával kapcsolatban. A minták 100 ml-es térfogatú, zárható, barna színű boroszilikát üvegedénybe kerültek, és a vizsgálat elvégzéséig 5°C hőmérsékleten tároltuk azokat. A vízminták stabil izotópos vizsgálatára GASBENCH II típusú preparációs eszköz segítségével történt, amely egy detektorként működő Thermo Finnigan Delta^{Plus} XP típusú tömegspektrométerhez kapcsolódik. Ez által lehetséges a vízmintában található hidrogén és oxigén izotópok arányának pontos mérése. Az eredmények $\delta^{18}\text{O}$ és $\delta^2\text{H}$ értékeként, ‰-ben kerültek meghatározásra a VSMOW referenciaértékhez viszonyítva. A VSMOW (Vienna Standard Mean Ocean Water) a víz hidrogén és oxigén izotóparányainak nemzetközileg elfogadott sztenderdje (USGS 2020). A VSMOW szabványt a bécsi székhelyű Nemzetközi Atomenergia Ügynökség (International Atomic Energy Agency, IAEA) határozta meg 1968-ban és 1993 óta az Amerikai Nemzeti Szabványügyi és Technológiai Intézettel (American National Institute of Standards and Technology, NIST) közösen értékeli és vizsgálja felül. A vízmintákban mérhető izotóparányok nemzetközi sztenderdtől való eltéréseinek számítása következő egyenletek alapján történt (Deák és társai 2011).

$\delta^{18}\text{O}$ izotópra:

$$\delta^{18}\text{O} = \frac{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}}\right)_{\text{minta}} - \left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}}\right)_{\text{VSMOW}}}{\left(\frac{^{18}\text{O}}{^{16}\text{O}}\right)_{\text{VSMOW}}} \times 1000 [\text{‰}]$$

és $\delta^2\text{H}$ (deutérium) izotópra

$$\delta D = \frac{\left(\frac{D}{H}\right)_{\text{minta}} - \left(\frac{D}{H}\right)_{\text{VSMOW}}}{\left(\frac{D}{H}\right)_{\text{VSMOW}}} \times 1000 [\text{‰}]$$

A mérések hibája $\pm 0.3\text{‰}$ $\delta^{18}\text{O}$ esetén és $\pm 3\text{‰}$ $\delta^2\text{H}$ esetében.

Fenti egyenletekkel tehát számolható volt a mintákban mérhető izotópok aránya és a nemzetközi sztenderdtől való eltérése. Az eredményeket mindenekelőtt összehasonlítottam a korábban publikált kutatási eredményekkel. Ezek alapján Magyarországon a frissen beszívárgott talajvizekre a $\delta^{18}\text{O}$ esetében a -9‰ és -10‰ közötti értékek jellemzők, míg a $\delta^2\text{H}$ esetében -65‰ és -70‰ közötti értékek mérhetők. A Duna, mint felszíni víz esetében az izotóparány jellemzően a $\delta^{18}\text{O}$ esetében -10‰ és -11‰ közötti, illetve a $\delta^2\text{H}$ értéke -70‰ és -80‰ között változik. A vízmintákban mért izotópok arányát, illetve azok eltérését a nemzetközi standardtól 3. táblázat foglalja össze.

3. táblázat. A vízmintákban mért stabil izotópok arányának eltérése a nemzetközi standardtól
Table 3. The rate of stable isotopes measured in water samples and their deviation from the international standard

Minta/vizsgált komponens	Duna	9. kút	9/A kút	Talajvízkút
$\delta^{18}\text{O}$ (VSMOW ‰) $\pm 0.3\text{‰}$	-10,81	-9,98	-10,36	-8,48
$\delta^2\text{H}$ (VSMOW ‰) $\pm 0.3\text{‰}$	-78,90	-70,60	-73,50	-61,3

A kapott értékek illeszkednek a várt intervallumokba, bár a talajvízkútból származó minta esetében a vártnál némileg alacsonyabb érték volt mérhető. Az eredményekből a pontos víz arány az alábbi képlettel számolható (Kármán és társai 2014):

$$\gamma_{Duna} = \frac{C_{\text{kút}} - C_{FAV}}{C_{Duna} - C_{FAV}} \times 100 [\%]$$

A 9. és a 9/A kutak vizének felszíni víz arányát a 4. táblázatban foglaltam össze.

4. táblázat. A kutatásba bevont termelőkutak parti szűrt víz arányai a mért stabil izotópok alapján

Table 4. The rate of the riverbank filtrated water in the investigated water wells based on the measured stable isotopes

Kút/felszíni víz aránya	9. kút	9/A kút
$\delta^{18}\text{O}$	64,4%	80,7%
$\delta^2\text{H}$	52,8%	69,3%

Az eredmények alapján kijelenthető, hogy a Duna közepes vízállása mellett mindkét vizsgált kút parti szűrésű kútnak minősül. A vízbázis többi kútja hasonló elhelyezkedésű, vízhozamuk jellemzően nagyobb, vagy megegyező, mint a 9. számú kút vízhozama, így feltételezhető, hogy az összes kút vizében a parti szűrt víz domináns. Valószínűsíthető azonban, hogy a Duna tartósan alacsony vízállása mellett a háttérvíz aránya a kutakban jelentősebben megemelkedik és az arány időszakosan megfordul. Ezt a hipotézist egy későbbi vizsgálattal célszerű igazolni vagy cáfolni.

Az oldott oxigén hiányának lehetséges okai

Amint az a vizsgálatból kiderült, oldott oxigén annak ellenére sem jelenik meg a parti szűrésű kutakban, hogy a Duna telítettsége jellemzően 90% feletti. Ez azonban nem jelenti azt, hogy a parti szűrés ne működne megfelelően. Az oxigén hiányának több oka is lehet. A szerves szennyezők lebontásában résztvevő mikrobiológiai szervezetek aerob élőlények, tehát életműködésük oxigén igényel, így oxigénfogyasztóknak tekintendők. A Duna vizében mérhető biokémiai oxigénigény (BOI₅) részben támpontot adhat arról, hogy az oldott oxigén mekkora hányada fogyhat el a mikrobiológiai szervezetek működése során. A BOI₅ értéke a Duna hazai szakaszán jellemzően 2-3 mg O₂/l érték között változik, e paraméter tekintetében jelentős ingadozások nem jellemzők (KSH 2020). Oxigénigénye természetesen a felszín alatti víznek is lehet, részben a szerves vegyületek jelenléte miatt, másrészt a vízben oldott állapotban előforduló vegyületek oxidációs folyamatai okán. Az illetékes víziközmű szolgáltatótól kapott vízkémiai adatok alapján a kémiai oxigénigény (KOI_{ps}) az általam vizsgált kutakban jellemzően 1 mg/l alatti, tehát nem jellemző, hogy jelentős mennyiségű szerves és oxidálható szerves anyag jelenne meg a kutakban. Feltételezhető, hogy a parti szűrés szerves szennyezőanyag bontó képessége megfelelően működik és a fennmaradó oldott oxigén inkább a háttérvízben található, redukált állapotban lévő vas és mangán oxidációjára fogy el.

Mindebből levonható a következtetés, hogy a parti szűrési vízbázisok oxigénháztartásának változása közvetlenül nem ad információt azok működésére, hatékonyságára. Ez a paraméter csak olyan esetben adhat támpontot, ahol a parti szűrt víz arány kiemelkedően magas (90% körüli vagy afeletti) és a kutakban megjelenő oldott oxigén párhuzamba állítható a felszíni víztest oxigén koncentrációjával.

ÖSSZEFOGLALÁS

A parti szűrési vízbázisok természetes folyamatokon alapuló rendszerek, amelyek nagy hatékonysággal képesek a felszíni vízre jellemző szennyezőanyagok koncentrációjának csökkentésére. E folyamatok jelentős részben mikrobiológiai szervezetek működésén alapulnak, amelyek aerob szervezetek, tehát életműködésükhöz oldott oxigén jelenléte szükséges. Az éghajlatváltozás a szélsőségesse váló időjárásán keresztül hatással van folyóink vízjárására és hőmérsékletére, azaz tulajdonképpen a parti szűrési vízbázisok peremfeltételeire. Több korábbi kutatás mutatott rá arra, hogy a környezeti körülmények változása kockázatot jelenthet a parti szűrési vízbázisok stabil működésére. Ez egyes helyeken a vízbázis oxigénháztartásának közvetlen vizsgálatával vagy modellezésével igazolható volt. Az általam vizsgált bajai parti szűrési vízbázis termelőkútjaiban az oldott oxigén a kutatás időszakában nem jelent meg. Ez azonban egyáltalán nem jelenti azt, hogy a parti szűrés Baján ne működne megfelelően. Az oldott oxigén koncentrációjának változása olyan vízbázisok esetén nyújthat választ a parti szűrés hatékonyságára, ahol a szűrt víz aránya jelentős, 90% felett. Ez főleg olyan helyeken fordul elő, ahol a vízbázis szigeten létesült, így minden irányból felszíni víz beszivárgása jellemző, a háttérvíz aránya pedig minimális. Hazánkban erre a Szentendrei-szigeten van példa, a parti szűrési vízbázisaink többsége azonban part mentén létesült. A jövőre nézve célszerűnek tartom a hazai vízbázisok rendszeres vizsgálatát, különösen a parti szűrt víz arányára vonatkozóan.

A legfrissebb kutatások alapján hazánkban az éghajlatváltozás hatása elsősorban a szélsőségesse váló csapadékeloszlásban és az átlaghőmérséklet emelkedésében tapasztalható, ami különböző módokon, de megnövekedett terhelést jelent vízbázisainkra (Goda 2019). Az eddigi kutatások alapján a parti szűrés akkor működik a leghatékonyabban, ha a felszín alatti aerob/anaerob tér aránya megfelelő. Az oldott oxigén csökkent koncentrációja miatt az aerob zóna mérete és aránya is csökkenhet, ezáltal egyes szennyezőanyagok eltávolítása elégtelenné válhat. A felszíni víztest extrém alacsony vízállása esetén a szűrési idő túlságosan hosszú lehet, tartósan anaerob állapot alakulhat ki a szűrőközegben. Egy árvízi elöntés esetén pedig a túl rövid szűrési út és idő okozhat problémát a patogén mikrobiológiai szervezetek elégtelen eltávolításával. A hazai ivóvízellátás jelentős részét biztosító parti szűrési vízbázisok stabil, jól működő rendszerek. Ezt a stabilitást a jövőben is meg kell őriznünk, a lehetséges kockázati tényezők és scenáriók számbavételével és az azokra történő átgondolt felkészüléssel.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A cikk az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-20-3-II-NKE-7 kódszámú új nemzeti kiválóság programjának szakmai támogatásával készült.

IRODALOMJEGYZÉK

Deák J., Fórizs I., Kármán K., Süveges M. (2011). Ásványvizeink eredetének eredetiségének és védettségének vizsgálata. *Bányászat*, 81.

Deák J., Hertelendi E., Süveges M., Barkóczi Z., Demes Z. (1992). Partiszűrési kutak vizének eredete trícium koncentrációjuk és oxigén izotóparányaik felhasználásával. *Hidrológiai Közlöny*, 72. évf. 4. szám, pp. 204-210.

Eckert, P., R. Lamberts, C. Wagner (2008). The impact of climate change on drinking water supply by riverbank filtration. *Water Science & Technology: Water Supply*, 8(3), 319-324.

Goda Z. (2019). Az éghajlatváltozás lehetséges hatásai a parti szűrési vízbázisokra. *Műszaki Katonai Közlöny*, 29(1), 185-194. doi:10.32562/mkk.2019.1.15

Henzler, A. F., J. Greskowiak, G. Massmann (2016). Seasonality of temperatures and redox zonations during bank filtration – A modeling approach. *Journal of Hydrology*, 535, 282-292. doi: <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2016.01.044>

Hiscock, K. M., T. Grischek (2002). Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. *Journal of Hydrology*, 266(3), 139-144. doi: [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(02\)00158-0](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(02)00158-0)

Hoffmann L., Lakatos M. (2017). Az éghajlatváltozás hatása az intenzív csapadékok alakulására. *Légekör*, 61(3), 136-138.

Kármán K., Maloszewski P., Deák J., Fórizs I., Szabó C. (2014). Transit time determination for a riverbank filtration system using oxygen isotope data and the lumped-parameter model. *Hydrological Sciences Journal*, 59. doi:10.1080/02626667.2013.808345

KSH (2018). A felszín alóli víztermelés víztípusok szerint (1985–).

KSH (2020). A magyarországi folyók jellemző vízminőségi értékei.

Rácz I. (2011). *Vizkémia II*. Budapest: Szent István Egyetem.

Salamon E., Goda Z. (2019). Coupling Riverbank Filtration with Reverse Osmosis May Favor Short Distances between Wells and Riverbanks at RBF Sites on the River Danube in Hungary. *Water*, 11(1), 113.

Schoenheinz, D., T. Grischek (2011). *Behavior of Dissolved Organic Carbon During Bank Filtration Under Extreme Climate Conditions*. Paper presented at the Riverbank Filtration for Water Security in Desert Countries, Dordrecht.

Sharma, L., J. Greskowiak, C. Ray, P. Eckert, H. Prommer (2012). Elucidating temperature effects on

seasonal variations of biogeochemical turnover rates during riverbank filtration. *Journal of Hydrology*, 428-429, 104-115. doi:

<https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2012.01.028>

Sprenger, C., G. Lorenzen, I. Hülshoff, G.Grützmacher, M. Ronghang, A. Pekdeger (2011).

Vulnerability of bank filtration systems to climate change. *The Science of the total environment*, 409, 655-663. doi:10.1016/j.scitotenv.2010.11.002

USGS (2020). *Report of Stable Isotopic Composition - Hydrogen and Oxygen Isotopes in Water*. Retrieved from Reston, Virginia.

A SZERZŐ



GODA ZOLTÁN 2007-ben okleveles környezetmérnökként végzett a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vegyészmérnöki Karán. 2003 és 2016 között a Baja és Térsége Víz- és Csatornamű Kft-nél dolgozott, 2008-tól a Bajai Vízmű üzemvezetőjeként. 2016-tól az Eötvös József Főiskolán, majd fenntartóváltást követően a Nemzeti Közszolgálati Egyetem Víz tudományi Karán dolgozik kutatóként. Jelenleg az NKE doktori iskolájának végzős hallgatója.

Szivárgáshidraulikai kisminta-modell igazolása terepi mérésekkel

Farkas Dávid

Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék.
1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3. mf. 12. (E-mail: farkas.david@emk.bme.hu)

Kivonat

A Mosonyi-Kovács kisminta-törvényen alapuló szivárgáshidraulikai kisminták eredményeinek helyességét legmegbízhatóbban valós méretben elvégzett terepi mérésekkel igazolhatjuk, viszont a próbaszivattyúzás tanulmányozásával foglalkozó hazai és nemzetközi szakirodalomban erre nem található példa. Jelen cikk laboratóriumi mérések validálását mutatja be a budapesti Mázsa téri és Könyves Kálmán körüli mintaterületek alapján. Az értékelés alapja a hasonlósági feltételek teljesülésének ellenőrzése, amelyek vizsgálata alapján a Mázsa téren teljes, míg a Könyves Kálmán körülnél csak a geometriai hasonlóság volt megállapítható. A Mázsa téri mintaterületen a geometriai és a kinematikai hasonlóság is teljesült, és a kisminta valós méretre transzformált leszívás és vízhozam értékei nagyon jó egyezést mutattak a terepi adatokkal. Ezzel igazolható, hogy teljes hasonlóság mellett a kisminta és a terepi lépték-paraméterei között az átszámíthatóság megvalósítható. A Könyves Kálmán körüli mintaterület esetében viszont a geometriai hasonlóság önmagában nem volt elegendő a laboratóriumi és a terepi mérések megfeleltetéséhez, a vízhozamok transzformációja csak jelentős hibával volt lehetséges. Az eredmények alapján kijelenthető, hogy teljes hasonlóság esetén a kisminta-modell igazolása sikeresnek mondható, így bizonyítható, hogy a laboratóriumi méretarányban nyert korábbi adatok is kiterjeszthetők valós méretekre, és ez vonatkozik a jövőbeli vizsgálatokra is. A kisminta-moddellel folytatott kutatás mérésének hitelesítésén túl a modell validálása bizonyítja, hogy a Mosonyi-Kovács modelltörvény a matematikai modellezés kiegészítéseként jól alkalmazható a termelőkutakban elvégzett próbaszivattyúzások laboratóriumi léptékű megfigyelésére.

Kulcsszavak

Próbaszivattyúzás, szivárgási tényező, szivárgáshidraulika, Mosonyi-Kovács kisminta-törvény, kisminta-modell.

Validation of a seepage hydraulic scale model by field measurements

Abstract

Results of seepage hydraulic scale models based on the Mosonyi-Kovács model law can be most reliably verified by field measurements performed at real scale. However, there are no examples of such comparative study in the domestic and international literature dealing with pumping tests. The validation of laboratory measurements with the pumping tests of Mázsa square and Könyves Kálmán Boulevard (Budapest, Hungary) is presented in this article. Based on the examination of the real measurements' similarity conditions, the absolute similarity was determined at Mázsa Square, and only geometrical similarity was defined at Könyves Kálmán Boulevard. In Mázsa Square's case, both geometric and kinematic similarities were determined. The drawdown and discharge values extended to the actual size were shown in an excellent match with the field data. With the determination of absolute similarity, the conversion between the scale and field measurement parameters was verified. However, the Könyves Kálmán Boulevard's results were shown that the determination of geometric similarity is not enough for the conversion between the scale model and field test parameters because the transformation of discharge volumes has significant differences. Based on the results, the verification of the scale model was successful. The model's successful validation may result in previously obtained data on a laboratory scale extended to actual size. Furthermore, it can provide the reliability of future tests' results. Besides the validation of the laboratory measurements, the sandbox model's verification with field measurements proves that the Mosonyi-Kovács model law is applicable in laboratory-scale monitoring of pumping tests in pumped wells to complement mathematical modeling.

Keywords

Pumping test, hydraulic conductivity, seepage hydraulics, Mosonyi-Kovács model law, scale model.

BEVEZETÉS

A kisminta-törvények értelmében evidensnek tűnik az a megállapítás, mely szerint a modellezett és a valós léptékben megfigyelt jelenségek egymásnak könnyen megfeleltethetők, pontosan átszámíthatók. Ennek ellenére a téma hazai és nemzetközi szakirodalmát áttekintve nem található olyan cikk, melyben szivárgás- vagy kúthidraulikai célú kisminta-vizsgálatokat a Mosonyi-Kovács törvénnyel valós méretre átszámított eredményeit terepi mérésekkel igazolják. A validálás hiányának több oka is lehet. A szivárgáshidraulikai kisminták építésének célja általában kevésbé általános jellegű, inkább speciális problémák vizsgálata a céljuk. Elmondható, hogy a gyakorlatban nehézséget okozhat egy olyan fizikai modell megalkotása, mellyel két különböző méretarányban lezajló folyamat paraméterei között jó

egyezést érhetünk el. Ezek mellett nem elhanyagolandó, hogy a numerikus modellezést támogató szoftverek folyamatos fejlődése háttérbe szorította a kisminta-modellek alkalmazását a próbaszivattyúzások értékelésében, valamint a víztelenítési problémák megoldásában. A szoftverek az esetek többségében helyettesíthetik a kismintákat, viszont különleges jelenségek és kapcsolatok vizsgálatok a fizikai modellek továbbra is szerepet kaphatnak. Szivattyúzott kutak megfigyelését szolgáló kisminta-moddellel végzett mérések legmegbízhatóbb igazolási módja a valós léptékben végzett mérésekkel történő összehasonlítás. Ha ez megbízható eredményt ad, akkor a laboratóriumban vizsgált paraméterek átszámolhatók valós méretekre. A modelligazolások – a téma hiányát tekintve – a szakirodalomban nemcsak gyakorlati, hanem elméleti jelentőséggel is bírnának.

Jelen cikk célja, hogy a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízépítési és Vízgazdálkodási laboratóriumában végzett próbaszivattyúzással, ezen belül a szivárgás- és kúthidraulikával foglalkozó kisminta-kísérletek eredményeit terepi mérésekkel igazoljuk. Ez támogatná az eddigi, valamint a jövőbeli kutatási eredmények kiterjeszhetőségét valós méretre, illetve irodalmi példát szolgáltatna a Mosonyi-Kovács kisminta-törvény gyakorlati alkalmazhatóságára is.

KISMINTA-MODELLEKKEL VÉGZETT KORÁBBI KUTATÁSOK

A kisminta-modellek szivárgás- és kúthidraulikai alkalmazására több példát is találhatunk a nemzetközi és a hazai szakirodalomban egyaránt. A kutatók fizikai modelljeikkel általában valamilyen speciális problémát kívántak megfigyelni. *Klotz (1971)* szabad felszínű víztartó szivárgási tényezőjének változását mutatta ki közel egy éves vizsgálati periódusában. Terepi és laboratóriumi méretekben végzett szivattyúzások összehasonlításával *Clark és Turner (1983)* szűrőcsövek okozta nyomásvesztések vizsgálatával foglalkozott. A méréseknél felhasznált szűrőcsövek perforációja eltérő alakú, illetve mérettel rendelkezett. *Williams (1985)* a szivattyúzott kúthoz közeli zónában vizsgálta a hidraulikai gradiens és a Reynolds-szám kapcsolatát hat különböző szűrőcsővel és kétféle talajmintával. *Gefell és társai (1994)* a kitermelhető vízhozam értékét vizsgálták nagy leszívások mellett, szabad felszínű víztartónál, kétféle anyagút alkalmazásával, majd eredményeit összehasonlították a *Kozeny (1953)* elméleti módszerével kapott adatokkal. *Wendling és társai (1997)* a kúttelepítés során kialakult „skin”-t vizsgálták nyomás alatti kisminta-modelljükkel, melyben összesen 22 elektromos nyomásmérőt használtak a nyomásértékek regisztrálására. *Simpson és társai (2003)* laboratóriumi és numerikus modellezést is folytattak a kút közelében kialakuló sebességek és a szabad áramlási felület vizsgálatára. Ezen felül vizsgálataik során a talajminta öt magasságában vízfestést hajtottak végre, majd a jelölőanyag terjedését megfigyelve MODFLOW környezetben numerikusan modellezték a kapott eredményeket. *Klauder és társai (2009, 2010)* a különböző kialakítású szűrőcsövek palástján, valamint kavics szűrőrétegekben elszennvedett nyomásvesztéseket mérték laboratóriumi körülmények között. A víztartóként vizsgált talajmintát egy garzweiler-i lignitbányából nyerték. Az itt bemutatott külföldi szerzők mindegyike 1:1 méretarányú laboratóriumi modellt használt, tehát a megfigyelt jelenségek valós méretre történő átszámításához nem használtak fel kisminta-törvényt.

Magyarországon a BME kismintáját megelőzően egyedül *Öllös (1956, 1957, 1958, 1970)* végzett sokoldalú kisminta-kísérleteket, melyek publikálásával értékes eredményekkel gazdagította a szivárgás- és kúthidraulika területeit is. *Öllös (1956)* cikkében egy rétegzett talajban, terepi körülmények között elvégzett próbaszivattyúzás vizsgálatát ismételte meg laboratóriumi körülmények között kicsinyített formában megépített kisminta-modelljével. Az 1955-ben épült fizikai modellben alkalmazott geometriai méretszorzó $C=40$ volt. Céljai között szerepelt, hogy a valóságban különböző hozamokkal mért leszívási görbét előállítsa a fizikai modelljében is, melyet eredmé-

nyei értékelése során sikeresnek írt le. A valós és a laboratóriumi mérések között kitermelt hozamok és a leszívás-vízhozam görbék között csak kvalitatív megállapításokat lehetett tenni, az eredmények számszerű összevetése nagy eltérést mutatott. A két módszerrel kapott eltérések okát a valós méretben készült mérések között eltelt hosszabb időtartamokkal magyarázta, mely alatt a kút környezetének hidrológiai viszonyai megváltozhattak. További mérései kiterjedtek a kútpaláston kialakuló szakadás (*Öllös 1957*) kimutatására, különböző átmérőjű kútkalásztján kialakuló sebesség- és vízhozameloszlás vizsgálatára, valamint a kapilláris zóna vízszállításának becslésére is (*Öllös 1958, 1970*).

A bemutatott kutatások alapján kijelenthető, hogy a kisminta-modelleket szivárgás- és kúthidraulikai vizsgálatokra széles körben alkalmazták. Külföldi példák esetében a modelltörvények használata nem terjedt el, így rendre a valós mérettel megegyező kútmérőket alkalmazták, vagy kisebb átmérők használatát követően eredményeik átszámítását nem vetítették nagyobb mérettartományra. A valós és kicsinyített méretű termelőkutatok leszívás-vízhozam értékeinek átszámítása nem hozott számszerű egyezést a korábban publikált hazai kutatásokban, pedig ez a Mosonyi-Kovács kisminta-törvény igazolása szempontjából is jelentős lépés lett volna.

A KISMINTA-MODELLEZÉS ELMÉLETI FELTÉTELE: A HASONLÓSÁG

A hidromechanikai kisminta-vizsgálatok elméletének alapfogalma a rendszerek, folyamatok, jelenségek hasonlósága. Hasonlóknak nevezzük azokat a hidromechanikai folyamatokat, amelyekben az egymásnak megfelelő jellemző mennyiségek viszonya állandó. Ez akkor teljesül, ha geometriai, kinematikai és dinamikai értelemben a valós és a kisminta-modellben mért mennyiségek közötti arányok állandóak maradnak. Ha a vizsgált rendszerben pontnak pont, egyenesnek egyenes úgy felel meg, hogy a megfelelő távolságok aránya állandó, a rendszereket geometriailag hasonlóknak mondjuk. Az egymásnak megfelelő pontok távolságának viszonyát a geometriai jellemző arányának (C), vagy más néven a kisminta méretarányának nevezzük. Értékét elméletileg nulla és végtelen között tetszőlegesen vehetjük fel a két határérték kivételével (*Ivicsics 1968*).

Mozgó rendszerek folyamatainak összehasonlításakor vizsgálható a kinematikai hasonlóság. A rendszerek kinematikailag hasonlóak, ha a mozgási folyamatok lejátszódásához szükséges – egymásnak megfelelő – időtartamok kielégítik a $\frac{t'}{t} = C_t$ egyenletet, ahol C_t a kinematikai hasonlóságot leíró arányszám. Ezt a paramétert a geometriai méretek viszonyához hasonlóan szabadon választhatjuk. Meghatározva a C és C_t értékeit a hosszúság és idő dimenzióból képzett mennyiségek viszonya már nem állapítható meg önkényesen. Erre jó példát jelent a felszín alatti vizek szivárgási sebessége, illetve a szivárgási tényező is, mivel ezek mértékegysége hosszúság/idő alakú (*Ivicsics 1968*).

Valós és modellezett folyamatok között dinamikai hasonlóság áll fenn, ha a vizsgált folyamatokat befolyásoló, egymásnak megfeleltethető erő aránya teljesíti a $\frac{P'}{P} = C_F$

egyenletet, ahol C_F a dinamikai hasonlóság arányát jelöli. Értéke a C és a C_t arányszámokhoz hasonlóan szabadon felvehető, viszont a hosszúsággal, idővel és erővel (vagy tömeggel) képzett mennyiségek aránya már nem választható (Ivicsics 1968).

A C , C_F , C_t paraméterek dimenziója 1, mivel mindhárom azonos dimenziójú mennyiségek viszonyát írja le. A törtek értéke változatlan marad abban az esetben, ha a számlálóban és a nevezőben ugyanazon mértékegységben kifejezett mennyiségek szerepelnek. Ebből következően a hasonlóság három fajtáját leíró C , C_F és C_t paraméterek értékei változatlanok, akár a kismintára, akár pedig a nagyméretű jelenségre vonatkozó mennyiségeket helyettesítjük a számlálóba és a nevezőbe. Azokat a mennyiségcsoportokat, amelyeknek számértéke változatlan, bármilyen mértékegységben is fejezzük ki a bennük szereplő mennyiségeket, invariánsoknak nevezzük. Az invariánsok különböző méretekből levezetődő jelenségek közötti matematikai kapcsolatot írják le, ezért kisminta-törvényeknek is nevezik őket (Ivicsics 1968).

A szivárgó vízmozgás átszámítási tényezőinek leírására Mosonyi és Kovács (1952) a nehézségi és a belső súrlódásból származó erők egyenlőségét, valamint a Darcy-törvény (Darcy 1856) érvényességét feltételezte. A módszer feltételezi, hogy a valós és a kicsinyített méretben megfigyelhető szivárgási sebességek megegyeznek. Ebből következik, hogy ha a két méretarányban vizsgált talajrétegek szivárgási tényezője azonos, akkor a hidraulikai gradiensek is megegyeznek. A kinematikai hasonlóságot leíró arányszám (C_t) azonos C -vel, valamint a szivattyúzás hatására kialakuló leszívási értékek átszámítása C szerint, a vízhozamoké C^2 szerint történik. A valós (Q_v), valamint kisminta léptékben (Q_m) kialakuló vízhozamokat az 1. és 2. egyenlet írja le, ahol k_v és k_m a szivárgási tényező, I_v és I_m a hidraulikai gradiens, A_v és A_m szivárgási felület a két különböző méretben.

$$Q_v = k_v \times I_v \times A_v \quad [1]$$

$$Q_m = k_m \times I_m \times A_m \quad [2]$$

A két egyenlet hányadosából kapjuk a 3. egyenletet, ahol a geometriai hasonlóság következtében $\frac{I_v}{I_m} = 1$, emellett C_k a szivárgási tényezők hányadosából képzett arányszám:

$$Q_v = Q_m \times C_k \times C^2 \quad [3]$$

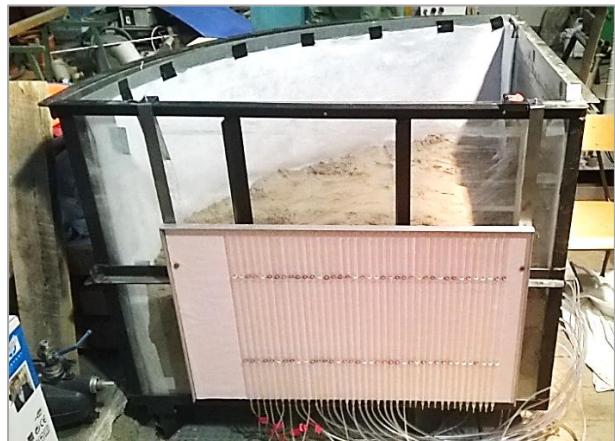
Amennyiben ugyanazon minőségű talajmintákat vizsgálunk, ahol $C_v = C_m$, úgy $C_k = 1$ értéket vesz fel. A részletes levezetést több szakirodalomban is megtalálhatjuk (Mosonyi 1955, Mosonyi és Kovács 1956, Ivicsics 1968), ezért ennek bemutatásától jelen cikk keretein belül eltekintünk.

A KISMINTA-MODELL PARAMÉTEREINEK ÉS A KORÁBBI VIZSGÁLATOK EREDMÉNYEINEK ISMERTETÉSE

A fizikai modellt dr. Hajnal Géza és Tolnai Sándor tervei szerint készítették el és helyezték üzembe 2011-ben a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízépí-

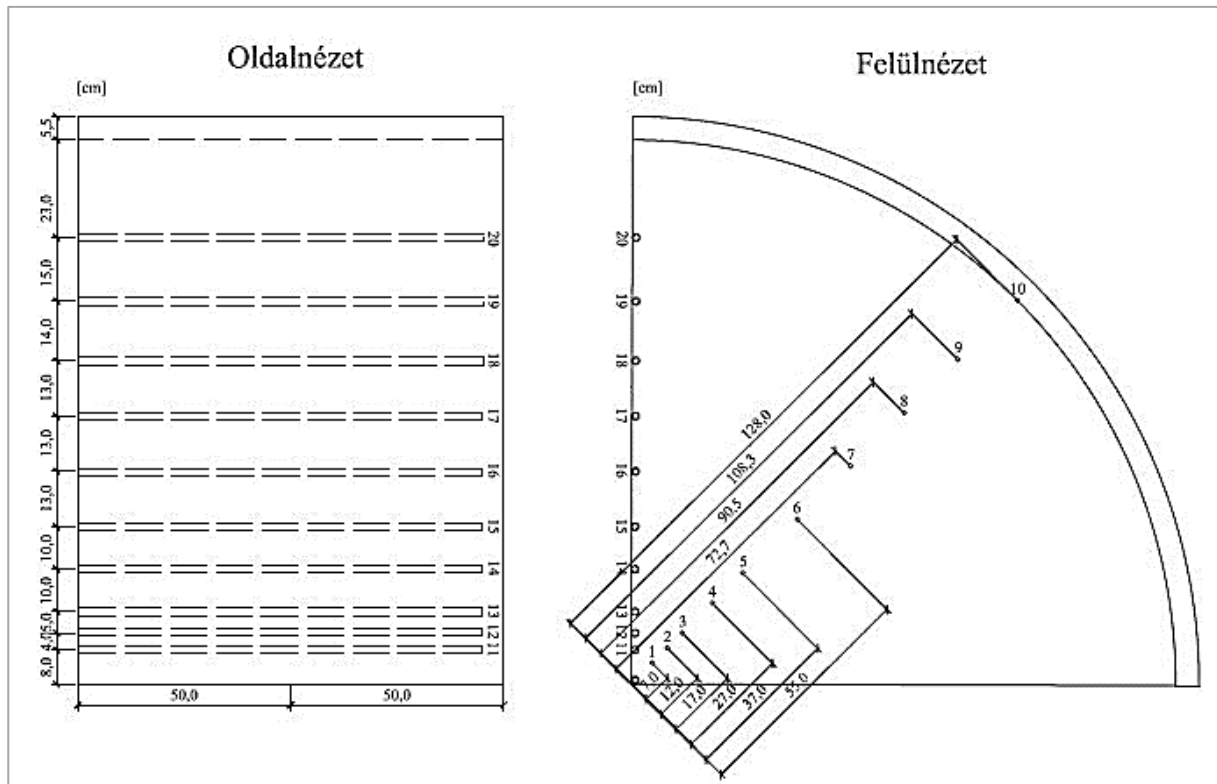
tési és Vízgazdálkodási Tanszék laboratóriumában. A kisminta-modell megépítésére számos terepi mérés elvégzését követően merült fel az igény, mely jó eszközül szolgál a próbaszivattyúzás folyamatának tanulmányozására, a valós méretű vizsgálatok laboratóriumi szimulálására. A kisminta-modell építésének fő céljai a szivattyúzott kút körül kialakuló leszívási vízfelszín tanulmányozása, speciális peremfeltételek hatásának vizsgálata, valamint a szivárgási tényező meghatározása voltak. A laboratóriumi körülmények lehetővé tették, hogy a próbaszivattyúzás ellenőrzött körülmények között, a terepi mérések alatt fellépő bizonytalanságok (pl. vízzáró réteghatár mélységének meghatározása, feltáratlan inhomogén zónák jelenléte stb.) és zavaró tényezők (pl. környezeti hatások) kizárásával történjenek. A kisminta-modell alkalmas széles határok között mozgó peremfeltételek mellett a beépített talajmintában, valamint az anyakút környezetében kialakuló áramlás vizsgálatára. A Mosonyi-Kovács kisminta törvénnyel a fizikai modellben mért adatokból a modellezett jelenséget jellemző paramétereket (például: leszívás, vízhozam, szivárgási sebesség, kút körüli nyomásvesztések stb.) átszámolhatjuk valós méretre.

A kisminta geometriai arányszámát (C) a terepen, illetve a laborban alkalmazott anyakutak átmérőinek hányadosa jelentette. A kisminta körcikk alaprajzú, a két oldalal által közbezárt szög 90° (1. kép).



1. kép. A közepeshomok mintával feltöltött modell
Photo 1. Sandbox model with medium sand sample

A termelőskút teljes hosszában, de csak (a modelltér irányában) negyed-hengerfelületen szűrőzött, és átmérője 17 mm. A modell és a kút negyedhenger kialakításából fakadóan a laboratóriumban mért vízhozamértékeket valós méretre átszámításakor először négygyel meg kell szorozni, amennyiben a terepi vízkivétel a termelőskút teljes hengerfelületén zajlott. Ezt követően a modelltörvények értelmében C^2 -tel is megszorozzuk a kisminta hozamértékeit, ezzel valós méretre átszámított vízhozam adatokat kapunk. A modell teljes sugara a termelőskút tengelyvonalától 133,5 cm, a felső vízbetápláló peremként szolgáló víztérig tartó sugár 128,0 cm. A modell teljes magassága 100 cm, szerkezetének tömege 100 kg, térfogata $1,4 \text{ m}^3$. A vízki-termelés hatására kialakuló módosult vízszinteket 10 db fenéklemezi és 10 db oldalfali piezométerrel, valamint 10 db megfigyelőkúttal lehetett leolvasni (1. ábra).



1. ábra. Kisminta-modell oldal- és felülnézeti ábrája (Farkas és társai 2019)
 Figure 1. Side and top view of the physical model (Farkas et al. 2019)

A 10 darab kút távolsága az oldalfaltól: 8, 12, 17, 27, 37, 50, 63, 76, 90 és 105 cm. Az észlelőkutak perforált csövek, melyek a talajszemcsék bemosódása ellen geotextília burkolatot kaptak. A betápláló vízteret geotextíliával burkolt rács választja el a talajjal megtöltött résztől. A fémrács a fizikai elhatárolást biztosítja, a geotextília az apró szemcsék szűrésére szolgál, hogy azok ne mosódjanak a vízterbe. A stabil, egyenletes vízbevezetés és vízkivétel bukók alkalmazásával történt, így a leszívást a két bukó szintkülönbsége generálta (2. kép).



2. kép. Az alsó peremként szolgáló körbukó
 Photo 2. Round weir to serve as lower boundary

Homogén víztartókban a próbaszivattyúzások henger-szimmetrikus leszívási folyamatot eredményeznek, így a kisminta-modell esetében megengedett a negyedkörtől alakú modell használata. Annak tényét, hogy a vizsgálatok eredményeit a modell alakja nem torzítja, fizikai és numerikus modellezéssel igazolták (Barta és társai 2012, Szabó és társai 2012). Ezen felül a kisminta-modellt Barta és társai (2012) alkalmasnak találták a modellterben vizsgált talajféleség szivárgási tényezőjének meghatározására, ugyanis a kapott értékek megfeleltethetők voltak a szakirodalomban fellelhető tartományoknak. Barta és társai (2013) korábbi méréseit numerikus modellezéssel ellenőrizték. Eredményeik arra mutattak rá, hogy a vízkitermeléskor kialakult leszívott vízfelszín, valamint a nyomásszintek nem egyeztek meg egymással annak ellenére, hogy szabad felszínű víztartót vizsgáltak. A jelenség oka a vízkitermelés módjában volt keresendő, mivel az alkalmazott szivattyú hozama túl nagy bizonyult, így egyenletes és hosszabb időtartamú vizsgálatokat nem tudtak elvégezni, a valós permanens állapot nem tudott kialakulni. Nempermanens méréseik során az anyagút rendszerint leürült, az így kapott leszívási vízfelszíneket összevetve a Theis-módszerrel kapott elméleti görbékkel megállapították, hogy az anyagút közvetlen közelében kifejezetten nagy eltérés mutatkozott.

Vig és társai (2016) a fizikai modell vízkivételét szivattyúról bukóra cserélték annak érdekében, hogy permanens vizsgálatokat végezhesse el. További átalakítást jelentett, hogy az anyagút közelében oldalfali piezométereket helyeztek el, melyekkel a leszívási vízfelszín termelőkúthoz közeli szakaszáról több információt nyertek. A 0-1 mm szemcsetartományú talajmintán végzett laboratóriumi mérések eredményeit a Visual

MODFLOW Classic szoftverrel ellenőrizték. A véges differencia módszer alkalmazó szoftverben felépítették a laboratóriumi kisminta geometriai adataival megegyező numerikus modellt. A numerikus modell kalibrálásának folyamata során azzal szembesültek, hogy a kút közelében fekvő piezométerek értékei nagyobb hibával terheltek homogén talajmintát és szivárgási tényező eloszlást feltételezve. Az előállított két modellváltozatnál vagy a vízmérleg, vagy a szivárgási tényező kalibrációja nem sikerült kellő pontossággal.

A fizikai modellben mért vízszintek, illetve vízmérleg tekintetében is összhangban lévő numerikus modellt *Farkas és társai (2018)* mutattak be, futtatásukat FEFLOW 7.0 szoftverrel végezték. A véges elemes szoftver alkalmazásával szimulálták a laboratóriumban elvégzett méréseket, a numerikus modell kalibrálása, valamint független mérésekkel történő igazolása is megtörtént. Eredményeik alapján megállapították, hogy nagyobb leszívások esetén a kút környezetében jelentős nyomásvesztés alakul ki, amely a belépési veszteségből származik, így a leszívási görbe pontos leírásához ennek a paraméternek a mérése is szükséges. Ebből következően a későbbi eredmények feldolgozásánál a kúthoz közeli piezométerek mérései kimaradtak az átlagos szivárgási tényező értékének számításából.

A kisminta-modellen, képfeldolgozáson alapuló módszerrel *Farkas és társai (2019)* nempermanens méréseket végeztek, melyekkel a kapott átlagos szivárgási tényező értéke jól összeegyeztethető volt a korábbi permanens kiértékelés eredményeivel.

Az elvégzett vizsgálatokból kapott adatok értékelését a Dupuit-módszerrel (*Dupuit 1857*) végeztük el, melynek részletes leírása *Farkas és társai (2019)* cikkében jelent meg. Minden mérés leszívás-, illetve vízhozamértékeit felhasználva előállt egy átlagos szivárgási tényező érték, mely a modelltér egészére vonatkozott. Adott mérés szivárgási tényezőjének számtani közepe az *1. ábrán* is lát-

ható tíz darab megfigyelőkútból kiválasztott kútpárok vízszintértékeiből származott. A leszívás értékét piezométeren végzett milliméter pontosságú leolvasás adta. Az átlagos szivárgási tényező értéke $2,15 \cdot 10^{-4}$ m/s és $4,77 \cdot 10^{-4}$ m/s között változott, melyet kezdetben a *Klotz (1971)* által is leírt folyamat (a telített talajmintában fennmaradó levegőfázis távozása) befolyásolhatta. A modellterben szivárgó víz hőmérsékletét alapvetően meghatározta a laboratórium léghőmérséklete ($15-23^\circ\text{C}$), melynek következtében a víz viszkozitása nem volt állandó. A *Farkas és társai (2019)* cikkben ismertetett USBR (*Bialas és Kleczkowski 1970*) számítási módszer Darcy-Weissbach (*Vukovic és Soro 1992, Devlin 2015*) formában kifejezett összefüggést használva a szivárgási tényező értékében körülbelül 20%-os eltérést mutatott ki a vizsgálatok hőmérsékleti tartományán. Ezek az időben változó körülmények hozzájárulhattak ahhoz, hogy egyes méréseknél azonos leszívásokhoz más szivárgási tényező-, valamint vízhozamértékek társulhattak.

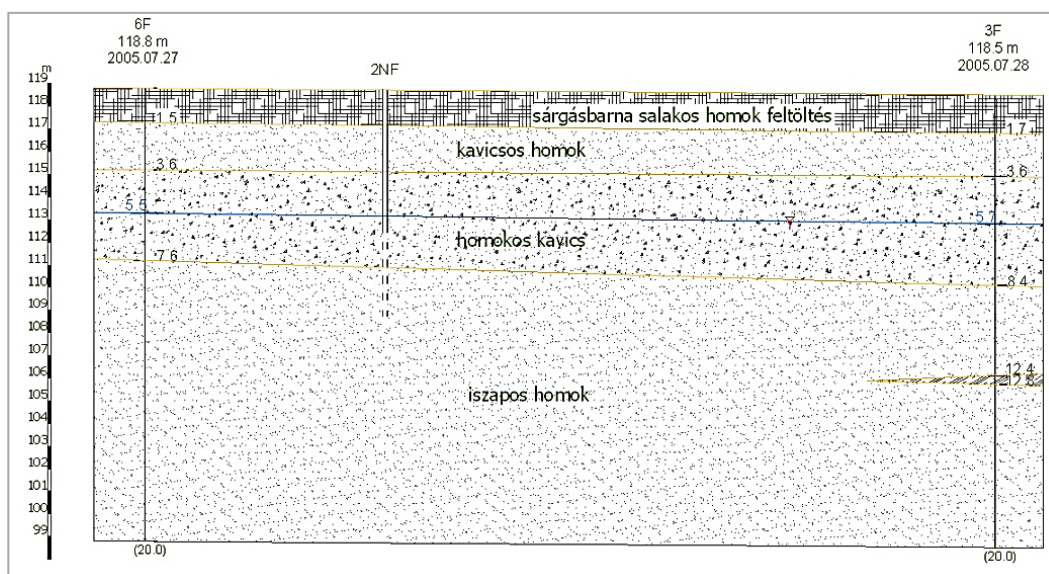
TEREPI MÉRÉSEK ISMERTETÉSE

A kisminta-kísérleteket két jól dokumentált, terepi körülmények között elvégzett próbaszivattyúzással kíséreltük meg igazolni. A vizsgálat helyszíneit a kőbányai Mázsa tér és a budapesti Könyves Kálmán körút alkotta, melyek kiértékelését *Hajnal (2003)* és *Hajnal és társai (2009)* a szűrt réteg szivárgási tényezőjére vonatkozóan már korábban elvégezték.

Első mintaterület: Mázsa tér, Kőbánya, Budapest

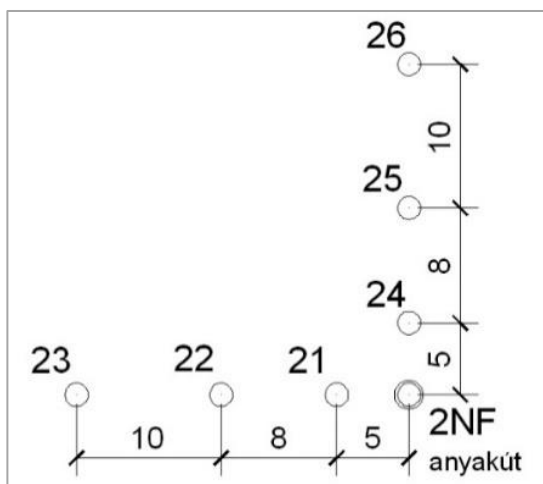
Helyszín bemutatása

A területen 2005 nyarán mélyítették talajmechanikai feltáró fúrásokat, majd a kivitelezés megkezdésekor a munkatér víztelenítésének meghatározása érdekében próbaszivattyúzásokat végeztek 2008 márciusában. A talajmechanikai feltárás (jelük 6F és 3F) során a 20 méteres fúratok aljáig homokos, kavicsos rétegeket azonosítottak (*2. ábra*).



2. ábra. Rétegszelvény a kőbányai „2NF” kút környezetében (*Hajnal és társai 2009*)
Figure 2. Soil profile around well „2NF” from Kőbánya (*Hajnal et al. 2009*)

Az építési terület nyugati oldalán 10 méter mély anyakúttá képzett fúrás (jele: 2NF) közelében két, egymásra merőleges irányban 3-3 darab megfigyelőkutat helyeztek el (3. ábra). A 160 mm átmérőjű anyakút szűrőzött szakasza a kúttalptól számítva körülbelül 4 méter hosszúságban volt kialakítva, a szűrőcső kialakításáról nem áll rendelkezésre információ. Az iszapos homokréteg kevésbé áteresztő közegnek bizonyult, mint a fellelő homokos kavicsréteg, viszont vízzáró funkciót nem látott el.



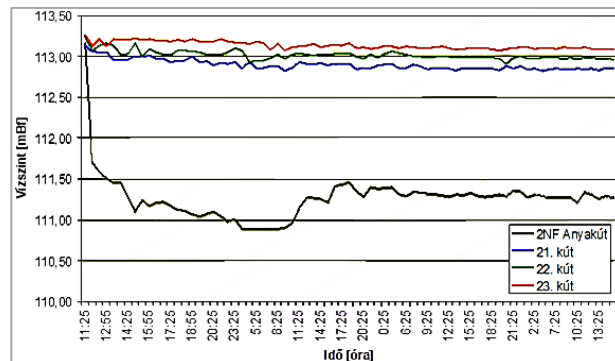
3. ábra. Mázsa téri kutak helyszínrajzi elhelyezkedése (Jobbágy 2009)

Figure 3. Top view of the well's location at Mázsa Square (Jobbágy 2009)

Terepi vizsgálat eredményei

Az anyakutat 130 l/min hozammal szivattyúzták 75,5 órán keresztül (4. ábra). A leszívás az anyakútban 2,0 m körüli (kvázi-permanensnek tekinthető szakaszon 1,89 m) vízszintcsökkenést eredményezett, a megfigyelőkutakban 0,1-0,4 m közötti süllyedés jelentkezett. A szivárgási tényező meghatározásához használt Dupuit-módszer egyik feltétele a vízzáró fekvő helyzetének ismerete. A talajfeltáró fúrások nem azonosítottak ilyen réteget, ezért a helyzetét három különböző mélységben feltételezték a számítások elvégzésekor: az anyakút talpsíkjában, az anyakút talpsíkja alatt két méterrel, illetve a geológiai feltárás alsó határán, mely nyolc méterrel fekszik mélyebben, mint a kút talpsíkja. A szivárgási tényező számításakor a homokos kavicsnak megfelelő homogén közeget és a feltételezett fekvésig mélyített teljes kútvették figyelembe. A kitermelt hozamból, illetve az anyakútban és megfigyelőkutakban mért leszívásokból Dupuit-módszerrel számították a vízvezető átlagos szivárgási tényezőjét. Mivel pontosan nem lehetett megállapítani a vízzáró réteg felső síkjának szintjét, így az adatok kiértékelésekor több értéket is társítottak ehhez a paraméterhez (Petik és társai 2005, Hajnal és társai 2009). A szivárgási tényező annál nagyobb értéket

vett fel, minél kisebb rétegvastagságot feltételeztek az iszapos homok esetében. Ha a szivárgásban részt vevő teljes rétegvastagság 5 m, akkor a szivárgási tényező értéke $4,55 \cdot 10^{-4}$ m/s. 7 m-es rétegvastagság mellett $2,43 \cdot 10^{-4}$ m/s, 13 m-es értéknél $1,63 \cdot 10^{-4}$ értékre csökkent az átlagos szivárgási tényező értéke.



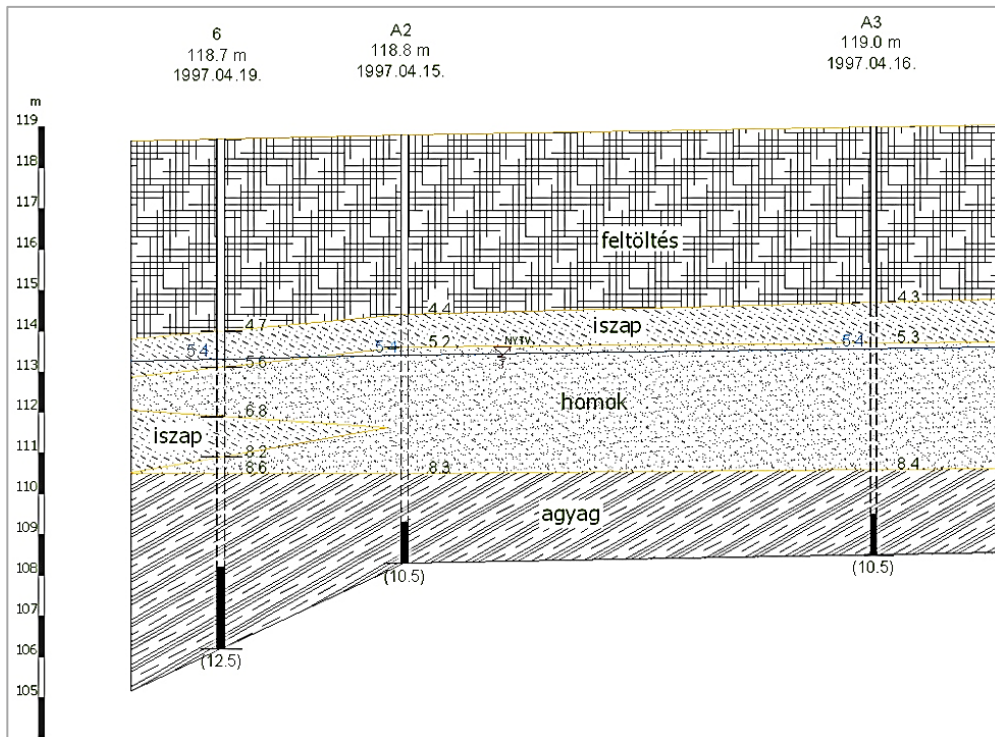
4. ábra. Kőbányán végzett szivattyúzás leszívási görbéje az anyakútban és három megfigyelőkútban (Hajnal és társai 2009)
Figure 4. Time-drawdown curves for pumped and observation wells from Kőbánya (Hajnal et al. 2009)

Második mintaterület: Könyves Kálmán körút, Budapest

Helyszín bemutatása

A Könyves Kálmán körút fejlesztéséhez kapcsolódóan 1997-ben készítettek talajmechanikai szakvéleményt, melynek részét képezte egy próbaszivattyúzás vizsgálat is a kivitelezési munkálatok során szükséges víztelenítési kérdések megoldására (FÖMTERV 1997a, 1997b). A kútcsoport az anyakútból (jele: 6) és 3-3 darab egymásra merőlegesen elhelyezett megfigyelőkútból állt, melyek közül többre készült talajmechanikai vizsgálat. Az anyakút átmérője 165 mm, melyet egy 244 mm-es furatba helyeztek, talpmélysége 12,5 m. A talp fölött 2,0 m vastag iszapzsák készült, ezt egy 5 m-es szűrőzött szakasz követte. A rést szűrő és a lyukfal közötti rést 2-3 mm-es gyöngykavicsal töltötték ki. A megfigyelőkutakat 203 mm-es furatba helyezték el, átmérőjük 125 mm, talpmélységük 10,5 m, szűrőzött szakaszuk szintén 5,0 m-es, az iszapzsák 1 m vastagságú. A szűrőzött szakasz alja mindegyik kútnál belenyúlik az agyagba, tehát a vizsgálatok során teljes kútként kezelhetők. A szűrőzött rész teteje döntően a nyugalmi talajvízszint fölött található, így teljes hosszában szűrőzöttné tekinthetjük a kutakat (Hajnal és társai 2009).

A vizsgált terület rétegsoráról (5. ábra) leolvasható, hogy a felszíntől számítva körülbelül 4,5 m vastag homok anyagú feltöltés található, ami alatt egy 1,0 m vastag iszapréteg húzódik. Ez egy 3,0 m vastag homokrétegre települt, mely helyenként kavicszórványos, máshol iszapos jelleget vesz fel. A vízzáró fekvője jól behatárolható, mintegy 8,5 m-es mélységben található szürke kővér agyag alkotja (Hajnal és társai 2009).



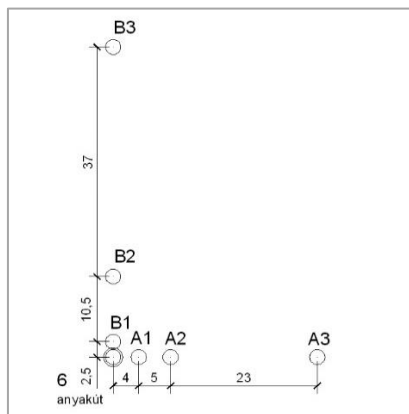
5. ábra. Rétegszelvény a Könyves Kálmán körút vizsgált kútsorához (Hajnal 2003)

Figure 5. Soil profile around pumped and observation wells from Könyves Kálmán Boulevard (Hajnal 2003)

Terepi vizsgálat eredményei

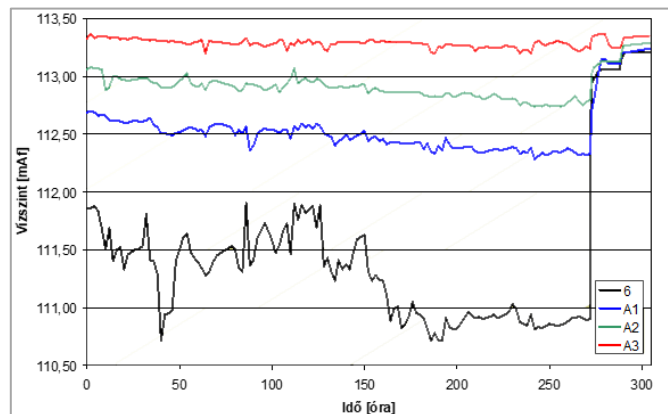
Az anyakút, valamint a megfigyelőkutak elrendezése a 6. ábrán látható. A szivattyúzást 1997. április 23-tól május 5-ig, 264 órán keresztül végezték, majd kétórás időközönként, 28 órán át mérték a visszatöltődést (7. ábra). A szivattyúzás hozama átlagosan 6,5 l/min volt, amely mellett az anyakút utánpótlódása még elegendő volt a vizsgálat folyamatos fenntartásához. A nem egyenletes hozammal tör-

tént vízkitermelés miatt a szivattyúzás hatására az anyakútban kialakult leszívás 0-1 m közötti értékeket vett fel. A 7. ábrán a kvázi-permanensnek tekinthető 163-264 óra közötti időszak átlagos leszívás értéke 0,97 m. A megfigyelőkutakban a távolságtól függően 0,1-0,6 m depresszió alakult ki. A Dupuit-módszerrel végzett számítások az átlagos szivárgási tényezőt $1,70 \cdot 10^{-5}$ m/s-ban határozták meg (Hajnal 2003).



6. ábra. Könyves Kálmán körúti kutak helyszínrajzi elhelyezkedése (Jobbágy 2009)

Figure 6. Top view of the well's location at Könyves Kálmán Boulevard (Jobbágy 2009)



7. ábra. Könyves Kálmán körút leszívási-visszatöltődési időszora a vizsgált kútsorra vonatkozóan (Hajnal 2003)

Figure 7. Time-drawdown and time-recovery curves for pumped and observation wells from Könyves Kálmán Boulevard (Hajnal 2003)

A FIZIKAI MODELL IGAZOLÁSA TEREPI MÉRÉSEKKEL

A kisminta és a Mázsa tér méréseinek összevetése

A fizikai modellre vonatkozó geometriai arányszám $C=9,4$ volt a Mázsa tér esetében, mellyel a laboratóriumban vizsgált talajréteg, illetve anyakút méretei átszámíthatók va-

lós méretre. A vízvezető teljes rétegvastagsága 4,7 m, telített rétegvastagsága 4,3 m, az anyakút a talajminta teljes vastagságában szűrőzött, átmérője valós méretben 160 mm-nek felel meg. A modelltörvény értelmében a sebesség dimenziójú értékek megegyeznek valós és kicsinyített méretben is, így itt átszámításra nem volt szükség.

A kisminta, valamint a Mázsa téri kút méreteit összevetve láthatjuk, hogy átmérőik megegyeznek, illetve az anyakút szűrőzött hossza 7%-kal több a kisminta esetében. A szűrőzött hosszban fennálló különbség nem tekinthető jelentősnek, így a kútra vonatkozó geometriai hasonlóság teljesül. A terepi mérés értékelésénél bemutattuk, hogy a szivárgási tényező számítását több feltételezett fekvésinttel is elvégezték, melyek közül az 5,0 m-es vízadó rétegvastagság teljesíti a vizsgált talajrétegre vonatkozó geometriai hasonlóságot (a két lépték közötti eltérés 6%).

A két méretben lezajlott folyamatok közötti kinematikai hasonlóság feltétele, hogy a laboratóriumban és terepen megfigyelt leszívás és vízhozam értékpárból számított szivárgási tényezők kellően közeli értékekkel rendelkezzenek. A laboratóriumban vizsgált talajminta konszolidált állapotúhoz rendelhető szivárgási tényezője $4,44 \cdot 10^{-4}$ m/s volt (Farkas és társai 2019), mely csupán 2%-os eltéréssel rendelkezik terepi vizsgálatból számított $4,55 \cdot 10^{-4}$ m/s-hoz képest. A kisminta-modellben az említett szivárgási tényező számítása $s=0,205$ m leszívás és $Q=0,36$ l/min vízhozam mérési eredmények mellett történt. A kismintamodell negyedhenger alakja miatt a hozam értékét négyfelére meg kellett szorozni, hogy teljes hengerfelületű termelőkútra vonatkozó adatokat kapjunk. A kismintában mért értékek valós méretre kiterjesztése a geometriai méretszorzó felhasználásával történt: a leszívást C-vel, a vízhozamot C²-tel kellett megszorozni. Az átszámítás után a valós méretre vonatkoztatott leszívás $s=1,93$ m, míg a vízhozam $Q=127,5$ l/min volt. A terepi próbaszivattyúzás 1,89 m-es leszívása és 130 l/min-es hozama, valamint a valós méretre átszámított laboratóriumi leszívás és vízhozam értékek között egyaránt 2-2% eltérés jelentkezett (1. táblázat).

1. táblázat. A kismintában és a Mázsa téren végzett próbaszivattyúzások összehasonlító számításainak eredményei

Table 1. Comparative analysis of scale model results with field pumping test from Mázsa Square

Paraméterek	Kis-minta értékek	Átszámított értékek	Terepi mért értékek	Különbségek [%]
Leszívás [m]	0,205	1,93	1,89	2
Vízhozam [l/min]	0,36	127,2	130,0	2

A két léptékben elvégzett mérési eredmények összevetése alapján kijelenthető, hogy a kismintával végzett vizsgálatok között található olyan, amelynek leszívás- és vízhozamértékei közel azonosak a geometriai szempontból hasonló terepi próbaszivattyúzáshoz, emellett a számított szivárgási tényezők is minimális eltérést mutatnak. Ezzel a laboratóriumi kismintát egy valós körülmények között elvégzett próbaszivattyúzással sikerült igazolni oly módon, hogy a geometriai mellett a kinematikai hasonlóság is teljesült.

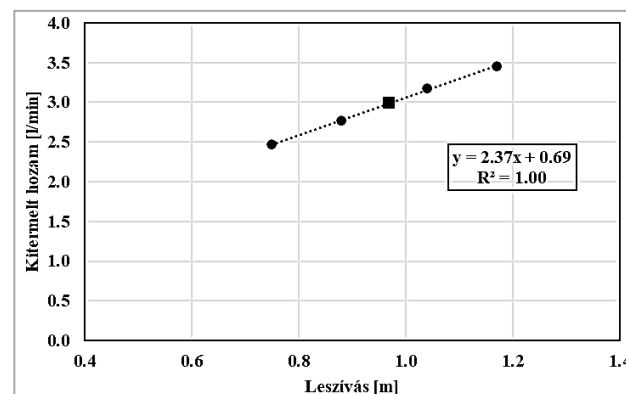
A kisminta és a Könyves Kálmán körút méréseinek összevetése

A laboratóriumi modell, valamint a Könyves Kálmán körúti mintaterület közötti geometriai arányszám $C=9,7$ értéket vett fel, mely az alkalmazott kútátmérők (terepi 165 mm, laboratóriumi 17 mm) hányadosa. A Könyves

Kálmán körúti szivattyúzott kút teljes szűrőzött hossza 6%-kal nagyobb, mint a kisminta-modellé, mely különbség elhanyagolható mértékű. A víz záró fekvő jól behatárolható, a vízvezető telített rétegvastagságok közötti különbség 7%-ot tesz ki, így a kisminta és a terepi próbaszivattyúzás közötti geometriai hasonlóság teljesül.

A kinematikai hasonlóság feltétele, hogy az időfüggő paraméterek is megfelelő egyezést mutassanak a két méretarányban lezajló folyamatok között. Ebben az esetben ilyen paraméter a szivárgási tényező, valamint a vízhozam. A laboratóriumi, illetve a terepi adatokból számított szivárgási tényező értékek egy nagyságrenddel eltértek egymástól, ezért a kisminta és a valóság szivárgási jelenségeit nem lehetett kinematikailag hasonlónak tekinteni. A kinematikai hasonlóság érvénytelensége ellenére megkíséreltük az összetartozó leszívás és vízhozam értékek átszámítását. A leszívás átszámítási tényezője C-vel egyenlő, a vízhozam valós méretre vetítése a 3. egyenlettel megvalósítható. Ebben az esetben a $C_k = 0,038$, mely a terepi ($1,7 \cdot 10^{-5}$ m/s) és laboratóriumi ($4,44 \cdot 10^{-4}$ m/s) szivárgási tényező hányadosa.

A konszolidált állapotú mintával végzett kismintavizsgálatok között nem fordult elő olyan mérés, amelynél a leszívás megközelítően azonos lett volna a terepi 0,97 m-rel, ezért a rendelkezésre álló mérésekből kiválasztott négy adatpár felhasználásával határoztuk meg a valóságra transzformált leszívás-vízhozam görbét (8. ábra). A függvénykapcsolatot felhasználva az $s=0,97$ m-es leszíváshoz tartozó vízhozam értéke $Q=3,0$ l/min-re adódott. A kiszámított értékpárt a 8. ábrán négyzet alakú jelöléssel tüntettük fel.



8. ábra. Kisminta mérések leszívás és kitermelt hozam adatai átszámítva valós méretre

Figure 8. Drawdown-discharge data from laboratory measurements rescaled to field conditions

Az átszámított vízhozamot összevetve a terepen mért eredeti értékkel ($Q=6,5$ l/min) láthatjuk, hogy az eltérés közel 46%-os, mely meghaladja az elfogadható mértéket. Ebből azt a következtetést lehet levonni, hogy a geometriai hasonlóság teljesülése, de a kinematikai hasonlóság érvénytelensége (eltérő szivárgási tényezők a kismintában és a valóságban) esetén a kismintában mért leszívás-vízhozamértékpárok nem számíthatók át megfelelő pontossággal a valóságra, a kinematikai hasonlóság hiányát a szivárgási tényezők arányán alapuló átszámítással nem lehet áthidalni.

Eredmények összegzése

A bemutatott vizsgálati eredmények alapján megállapítható, hogy a több éves terepi tapasztalat, illetve a Mosonyi-Kovács kisminta törvény felhasználásával megtervezett és megépített kisminta-modellen végzett mérések valós példával történő igazolása nem könnyű feladat. A fő nehézséget a terepi mérések és a laboratóriumi körülmények közötti hasonlóság biztosítása jelenti. Ezt az is bizonyítja, hogy próbaszivattyúzással foglalkozó kisminta kísérletek során eddig sem hazai, sem nemzetközi szinten nem publikáltak olyan eredményt, melynél bármely mértékű hasonlóság teljesítése mellett valós méretre jól átszámítható volt a kicsinyített méretű anyagútban kialakult leszívás és a kitermelt hozam.

A kisminta-modellen végzett vizsgálatok igazolásához két mintaterületen végzett próbaszivattyúzás adatait használtuk fel. A kisminta-modell és a Mázsa téren végzett vizsgálatok között a geometriai és kinematikai hasonlóság is fennállt, emellett volt olyan laboratóriumi mérés, melynek leszívás-, vízhozam- és szivárgásítényező értékei egyaránt 2%-os eltéréssel közelítették a terepen megfigyelteket.

A Könyves Kálmán körüli terepi vizsgálat esetében a geometriai hasonlóság teljesült, viszont a mintaterület és a laboratóriumi modell szivárgási tényezőiben tapasztalt eltérés következtében kinematikai hasonlóságot nem lehetett megállapítani. A kinematikai hasonlóság hiányát olyan átszámítással kíséreltük meg áthidalni, amelyben a leszívás azonosságának feltételezése mellett a szivárgási tényezők arányát is beépítettük a vízhozamokra vonatkozó átszámítási tényezőbe. Az átszámított értékek azonban 46%-kal meghaladták a terepi vízhozamot, mely meghaladta az elfogadható hiba mértékét. Így kijelenthető, hogy a kinematikai hasonlóság teljesülése nélkül nem volt sikeres a laboratóriumi eredmények kiterjesztése valós méretre.

ÖSSZEFOGLALÁS

Próbaszivattyúzást szimuláló kisminta-modell mérési eredményeinek valós léptékre történő átszámíthatóságát, egyúttal a kisminta-törvény validációját vizsgáltuk két mintaterület mérési adatainak felhasználásával. A hasonlósági kritériumok teljesülése az egyes mintaterületeknél nem volt egyenrangú: a Mázsa térenél teljes, míg a Könyves Kálmán körülnél csak geometriai hasonlóság állt fenn. Teljes hasonlóság mellett a kisminta-modell valós méretekre átszámított leszívás- és vízhozameredményei nagyon jó egyezést mutattak. A Könyves Kálmán körülnél a kinematikai hasonlóság nem teljesült (a szivárgási tényezők nagyságrendi különbsége miatt), megkíséreltük a vízhozam átszámítását a szivárgási tényezők egymáshoz viszonyított arányának felhasználásával, viszont a számítások alapján a vízhozamokban jelentkező eltérés túl nagy (26%) volt. A kisminta vizsgálatok igazolása a két terepi példán keresztül rámutatott arra, hogy csak a geometriai hasonlóság megléte nem elegendő a laboratóriumi és terepi mérések egymással való megfeleltetéséhez, ehhez a teljes hasonlóság megléte szükséges.

Ugyanakkor a szivattyúzott kút környezetét leképező laboratóriumi modell sikeres igazolása a teljes hasonlóságot mutató terepi méréssel bizonyította, hogy a *Mosonyi és*

Kovács (1956) által leírt elméleti módszer alapján felépített és alkalmazott kisminta alkalmas valós méretű jelenségek tanulmányozására. A modelligazolás elvi értékét adhatja, hogy a próbaszivattyúzással foglalkozó szivárgás- vagy kúthidraulikai témájú szakirodalomban a Mosonyi-Kovács törvényt még nem igazolták hasonló módon. Az eredmény gyakorlati hasznosságát jelenti, hogy a laboratóriumi méreterányban nyert korábbi eredmények (*Farkas és társai 2018, Farkas és társai 2019*) is kiterjeszthetővé válhatnak valós méretekre, valamint jó alapot biztosít a jövőben elvégzendő vizsgálatok hitelességére egyaránt.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A vizsgálatok a „FIKP VIZ4: Hazai karsztos vízádók készletgazdálkodási állapotértékelése”, valamint a TKP2020 BME-IKA-VÍZ projekt keretein belül készültek.

IRODALOM

Barta, E., Hajnal, G., Veczán, É., Vasvári, V. (2012). Bestimmung des durchlässigkeitsbeiwertes mithilfe von modellversuchen, in: zenz g (ed.): Wasserbau symposium 2012: Global Denken - Lokal Handeln. 672 p. Graz: verlag der Technischen Universität Graz, 2012. Pp. 307-314. (ISBN:978-3-85125-230-9)

Barta, E., Hajnal, G., Karay, Gy., Vasvári, V. (2013). Determination of the Coefficient of Permeability by Physical Model test and Numerical Modelling, Proceedings of the 35th IAHR Congress, Chengdu, Kína, 2013.09.08-2013.09.13. Beijing: Tsinghua University Press, 2013. Paper CD. 11 p. (ISBN:978-7-89414-588-8)

Białas, Z., Kleczkowski, A.S. (1970). O przydatno'sci niektorych wzorow empirycznych dla okre'slenia wspolczynnika filtracji k. Über den praktischen Gebrauch von einigen empirischen Formeln zur Bestimmung des Durchlässigkeitskoeffizienten k. Arch. Hydrotech. (Warschau) 17(3), 405–417 (1970) in poln. Sprache mit russischer (S. 416) und englischer (S. 417) Zusammenfassung.

Clark, L., Turner, P. A. (1983). Experiments to assess the hydraulic efficiency of well screens. Ground Water 21(3):270–281.

Darcy, H. (1856). Les Fontaines Publiques de la Ville de Dijon, Paris. 647 p.

Devlin, J. F. (2015). HydrogeoSieveXL: an Excel-based tool to estimate hydraulic conductivity from grain-size analysis. Hydrogeology Journal, 23(4), 837–844. doi:10.1007/s10040-015-1255-0

Dupuit, J. (1857). Mouvement de l'eau a travers le terrains permeables. C. R. Hebd. Seances Acad. Sci., 45:92-96.

Farkas D., Hajnal, G., Vasvári V. (2018). Validation of a Physical and Numerical Model to Solve Problems of Seepage Flow. Periodica Polytechnica – Civil Engineering 63(2) pp. 388-400.

Farkas D., Hegedűs N., Farkas-Karay Gy. (2019). Szivárgási tényező laboratóriumi meghatározása szemeloszlási görbe és kisminta-modell felhasználásával. Hidrológiai Közölny 99. évf. 4. szám, pp 42-51.

FŐMTERV Rt. (1997a). Talajmechanikai szakvélemény Könyves Kálmán körút fejlesztése, Salgótarjáni út – Kismaratonai u. közötti III. szakasz, Könyves Kálmán körúti vasúti híd. Szakvélemény, Budapest.

FŐMTERV Rt. (1997b). Talajmechanikai szakvélemény a Könyves Kálmán körút vasúti híd déli részén végzett próbaszivattyúzás kiértékeléséről. Szakvélemény, Budapest.

Gefell, M. J., Thomas, G. M., Rossello, S. J. (1994). Maximum water-table drawdown at a fully penetrating pumping well. *Ground Water* 32(3):411–419.

Hajnal G. (2003). Könyves Kálmán körúti vasúti híd térségének hidrogeológiai vizsgálata. In: Török, Á (szerk.) Mérnökgeológiai Jubileumi Konferencia, Budapest, Magyarország. Műegyetemi Kiadó, p. 255.

Hajnal G., Jobbágy R., Vasvári V. (2009) Próbaszivattyúzások kiértékelésének összehasonlítása. MÉLYÉPÍTÉS 03/2009, pp. 20-25.

Ivicsics L. (1968). Hidromechanikai Modellkísérletek. Műszaki Könyvkiadó, Budapest, pp. 1-30.

Jobbágy R. (2009). Szivárgási tényező meghatározása terepi mérésekkel. Bsc. Diplomamunka, BME Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék.

Klauder, W., Roger, S., Adenau, W., Müller, C.; Schüttrumpf, H. (2009). Durchführung von Filterversuchen - Wissenschaftliche Untersuchung zur Optimierung der Brunnenfilter. Bbr: Fachmagazin für Brunnen- und Leitungsbau 60(6), pp 40-46.

Klauder, W. (2010). Experimentelle Untersuchung der Anströmung von Vertikalfilterbrunnen. PhD Thesis, RWTH Aachen University, Aachen, Germany. 220 p.

Klotz, D. (1971). Untersuchung von Grundwasserströmungen Durch Modellversuche im Maßstab 1:1. In: *Geologica Bavarica* 64: 75-119.

Mosonyi E., Kovács Gy. (1952). Kismintatörvények a nehézségi és sűrűdóerő együttes figyelembevételével. *Hidrologiai Közlöny*, 32. évf. 7-8. szám, pp. 274-277.

Mosonyi E. (1955). Hidraulikai hasonlóság a kismintatörvények és a kísérletek értékelése, a várható eredmények, Kézirat, Felsőoktatási Jegyzetellátó Vállalat,

Budapest. pp. 41-44. 53 p.

Mosonyi E., Kovács Gy. (1956). Loi de modèles réduits de filtration”, *Symposia Darcy, IAHS, Dijon*, pp. 111-115.

Öllös G. (1956). A talaj rétegződés hatása a kutakkal kapcsolatos talaj vízmozgásra. *Hidrologiai Közlöny*, 36. évf. 4. szám, pp. 274-285.

Öllös G. (1957). A kútpaláston kialakuló vízmozgásnak és a kút vízhozamának vizsgálata. *Hidrologiai Közlöny*, 37. évf. 1957. 1. sz. pp. 26-33.

Öllös G. (1958). A kútpalást melletti hidraulikai viszonyok részletes vizsgálata. *Hidrologiai Közlöny*, 38. évf. 1. szám, pp 1-20.

Öllös G. (1970). Kúthidraulika. Tankönyvkiadó, Budapest, 209 p.

Petik és Társai Mérnöki Szolgáltató Kft. (2005). Részletes talajmechanikai szakvélemény a Budapest, Mázsza téren épülő bevásárlóközpont és lakóházak „A”, „B” és „C” tömbjének tervezéséhez. Szakvélemény, Budapest.

Simpson, M. J., Clement, T. P., Gallop, T. A. (2003). Laboratory and numerical investigation of flow and transport near a seepage-face boundary. *Ground Water* 41(5):690–700.

Szabó G., Hajnal G., Vasvári V. (2012). Inverse numerische modellierung zur bestimmung des durchlässigkeitsbeiwertes, in: zenz g (ed.): *Wasserbau symposium 2012: Global Denken - Lokal Handeln*. 672 p. Graz: verlag der technischen universität graz, 2012. Pp. 233-240. (ISBN:978-3-85125-230-9)

Vig T., Farkas D., Hajnal G. (2016). Szivárgási tényező vizsgálata kisminta kísérlet és numerikus modell segítségével. In: Török, Á; Görög, P; Vásárhelyi, B (szerk.): *Méternökgeológia – Kőzetmechanika*. Budapest, Magyarország, Hantken Kiadó, pp 43-54.

Vukovic M, Soro A (1992). Determination of hydraulic conductivity of porous media from grain-size composition. *Water Resources Publications*, Littleton, Colorado, USA

Wendling, G., Chapuis, R. P., Gill, D. E. (1997). Quantifying the effects of well development in unconsolidated material. *Ground Water* 35(3):387–393.

A SZERZŐ



FARKAS DÁVID 2015-ben szerzett építőmérnöki diplomát a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetemen. Ezt követően 2015-2018-ig ugyanitt a Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszéken doktorandusz hallgató, 2018-tól tudományos segédmunkatárs. Doktori kutatási témája szivárgási tényező meghatározása terepi mérésekkel. 2009 óta a Magyar Hidrológiai Társaság, 2020-tól a Magyar Mérnöki Kamara tagja.

A klasszikus Terzaghi-féle globális egyensúlyi feltételek érvényességi határa

Garai József

Debreceni Egyetem Építőmérnöki Tanszék, (E-mail: jozsef.garai@fiu.edu; garai.jozsef@eng.unideb.hu)

Kivonat

Felhasználva az áteresztőképességi együttható és a szemcseméret közötti empirikus összefüggést, a szemeloszlási görbe ismeretében a kritikus szemcseátmérő értéke jól becsülhető. Amennyiben a talaj a kritikus átmérőnél kisebb szemcsetartománya önszűrő, ebben az esetben az egyensúlyukat veszített kisebb szemcsék kimosódása gátolt, ezért a tényleges egyensúlyvesztés akkor következik be, amikor a kritikus átmérőnél nagyobb méretű szemcsék is kimosódnak. Önszűrő talajok esetén ezért a globális egyensúlyi feltételek a kritikus átmérőnél kisebb szemcsetartományra is érvényesnek tekinthetők. Alkalmazva a $c_U \leq 3$ önszűrési kritériumot a szemeloszlási görbe teljes egészére, lehatárolható az a terület, ahol hagyományos globális Terzaghi-féle egyensúlyi feltételek alkalmazhatóak, illetve az a szemcsetartomány, ami buzgárok kialakulásának szempontjából veszélyes. Az elméleti megfontolások alapján levezetett következtetések jól egyeznek a buzgárok kimosott talajok szemeloszlási görbéivel, ami azt mutatja, hogy a talajok buzgárképződésre való hajlama a szemeloszlási görbe ismeretében megbízhatóan megítélhető.

Kulcsszavak

Buzgár, buzgár kialakulása, hidraulikus talajtörés, lokális és globális egyensúlyi feltétel, Terzaghi hidraulikus talajtörési feltétele, kritikus hidraulikus gradiens, áteresztőképességi együttható, szemeloszlás.

Limitations on the classical “Terzaghi” hydraulic heave criterion

Abstract

The well-established relationship between the hydraulic conductivity and the particle size allows calculating the critical diameter directly from the particle size distribution. In case of self-filtering soil, the smaller grains, which lose their stability at lower hydraulic gradient than the critical one, can't be washed out. Thus, the soil keeps its integrity and the global equilibrium conditions for hydraulic heave are applicable. Thus, sand boiling would not develop. Applying the self-filtering criterion $c_U \leq 3$ for grains with smaller diameter than the critical one allows separating the global and the local equilibrium regions in the particle size distribution curve. The stability conditions deduced from theory are consistent with the particle size distribution of soils collected from sand boiling. Thus, the particle size distribution curves of soils can be used to identify soils, which are sensitive to sand boiling.

Keywords

Sand boiling, hydraulic heave, local and global equilibrium conditions, Terzaghi's hydraulic heave criterion, critical hydraulic gradient, coefficient of permeability, particle size distribution.

A Hidrológiai Közöny korábbi számában (Garai 2021) bemutatásra került az, hogy a jelenlegi előírások (Eurocode 7 2013), melyek hidraulikus talajtörés esetére a globális egyensúlyi feltételeinek teljesülését kívánják meg, nem alkalmazhatók buzgárok kialakuló hidraulikus talajtörés vizsgálatára. Buzgárok a talaj felszínén pontszerűen, lokálisan alakulnak ki. A hidraulikus talajtörés kialakulását leíró egyensúlyi feltétel ezért a felszínen lévő egyetlen szemcse egyensúlyi vizsgálatára vezethető vissza. Gömb alakú szemcsét feltételezve, függőleges víz-áramlás esetén az egyensúlyi feltétele Stokes és Darcy törvényeiből levezetésre került (Garai 2016). Az egyensúlyi feltétel a következő összefüggéssel adható meg:

$$\left[\frac{n(\rho_s - \rho_w)g}{36\mu k_z} d^2; i_{z,c} \right]_{min} > i_{z,talaj} \quad (1)$$

ahol ρ_s a szemcse anyagsűrűsége, ρ_w a víz sűrűsége, g nehézségi gyorsulás, μ a víz dinamikus viszkozitása, d talajszemcse átmérője, k_z függőleges irányú áteresztőképességi együttható, n hézagterefogat, $i_{z,talaj}$ a talaj, $i_{z,c}$ pedig a kritikus hidraulikus gradiens értéke, mely utóbbi a következő összefüggés alapján határozható meg:

$$i_{z,c} = \frac{\rho'}{\rho_w} = (1 - n) \frac{\rho_s - \rho_w}{\rho_w}, \quad (2)$$

ahol ρ' a talaj vízalatti térfogatsúlya.

Bevezetve a kritikus átmérő (d_c) fogalmát, mely az a szemcseméret, melynek egyensúlyvesztése a kritikus gradiens értékének elérésekor következik be. Az előző (1, 2) egyenletek összevonásával meghatározható az a szemcsetartomány (d), melyre a hagyományos, globális, Terzaghi féle egyensúlyi feltételek érvényesek.

$$d > d_c = \sqrt{\frac{36\mu}{\rho_w g} \frac{1 - n}{n} k_z}. \quad (3)$$

A kritikus méretnél nagyobb szemcsék egyensúlyukat a kritikus hidraulikus gradiens kialakulásakor veszítik el, ezért erre a szemcsetartományra a globális egyensúlyi feltételek érvényesek. Jelen tanulmány a globális egyensúlyi feltételek alkalmazásának kritériumait vizsgálja olyan talajok esetén, melyek a kritikus átmérőnél kisebb szemcséket is tartalmaznak.

Megvizsgálva a 3. egyenletben megadott egyensúlyi feltételt, látható, hogy az első tag, állandó hőmérsékletet feltételezve, konstansnak vehető:

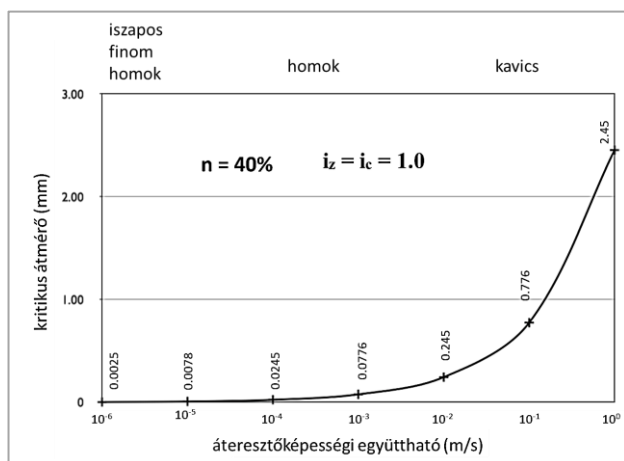
$$\sqrt{\frac{36\mu}{\gamma_w}} = 2,025 \times 10^{-3} (ms)^{\frac{1}{2}}. \quad (4)$$

Tizenöt Celsius fokos vízhőmérsékletet figyelembevétele mellett $\mu = 1,1382 \times 10^{-3} \text{ Pas}$; $\gamma_w = 9.991286 \text{ kNm}^{-3}$ (Korson és társai 1965).

Homok talajok hézagterfogata 25-50 % között változik (Kabai 2005), ezért az egyenlet második tagja

$$d_c(m) = \left[2,025 \times 10^{-3} (ms)^{\frac{1}{2}} \right] \times \left[(1 \div 1,732) \times \sqrt{k_z} (ms^{-1})^{\frac{1}{2}} \right] \quad (6)$$

adható meg, illetve számítható. A kifejezésből látható, hogy a kritikus átmérő a talaj hézagterfoggal jellemzett tömörségétől és az áteresztő képességi együttható értékétől függ. Átlagos 40 százalékos hézagterfogatot figyelembe véve az áteresztőképességi együttható és a kritikus szemcseátmérő összefüggése az 1. ábrán látható.



1. ábra. Az áteresztőképességi együttható és a kritikus szemcseátmérő közötti összefüggés, átlagos 40%-os hézagterfogat és 15 °C vízhőmérséklet figyelembevételével

Figure 1. The general relationship between hydraulic conductivity and critical grain size at 40% porosity and 15 °C water temperature

Az áteresztőképességi együttható megbízható laboratóriumi meghatározása zavartalan talajmintát igényel, ami homok, de különösen telített homoktalajok esetén szinte megoldhatatlan. Az áteresztőképességi együttható helyszíni meghatározása idő- és költségigényes, ezért célszerű az elméletileg jól megalapozott, és kísérletekkel igazolt empirikus összefüggéseket használni, melyek a szemeloszlási görbe ismeretében becsülik meg az áteresztőképességi együttható értékét.

Minél nagyobb a talajban lévő talajszemcsék relatív felülete, annál nagyobb az áramlással szembeni ellenállás. A talaj szemcsék felülete a 10%-s átesett súlyszázalékhoz tartozó átmérő környezetében éri el a maximumot. A legtöbb empirikus összefüggés a talaj áteresztőképességének becsüléséhez ezért a 10%-s átesett súlyszázalékhoz tartozó átmérőt (d_{10}) használja, melyet hatékony, effektív szemcseátmérőnek ($d_{\text{eff}} = d_{10}$) is szokás nevezni. Az egyik legregébbi, de ma is általánosan használt, Hazen (1892) által homoktalajokra javasolt egyszerű összefüggés:

$$k(ms^{-1}) = 0,01 \times [d_{10}(mm)]^2 \quad (7)$$

Ez a kifejezés jól alkalmazható hazai, Duna menti üledéktalajok áteresztőképességének becsülésére (Pap és Mah-

$$\sqrt{\frac{1-n}{n}} = (\sqrt{3} \div 1) = (1 \div 1,732) \quad (5)$$

értékhatárok között változik. A talaj kritikus szemcseátmérete így

ler 2019). Behelyettesítve az áteresztőképességi együttható kifejezését (7) a 6. egyenletbe, a hatékony szemcseátmérő (d_{10}) és a kritikus szemcseátmérő (d_c) közötti összefüggésre a következő empirikus kifejezést kapjuk:

$$d_c = (0,2025 \div 0,3507) \times d_{10}, \quad (8)$$

ahol mindkét szemcseátmérő (d_c ; d_{10}) milliméterben értendő. Amennyiben a talaj tömörségére vonatkozó adat nem áll rendelkezésre, úgy a biztonság javára a kritikus átmérő számításához 0,3 szorzótényező figyelembevétele javasolt. A fenti kifejezésből levonható az, hogy a buzgárok kialakulása a talaj

$$d \leq 0,3d_{10} \quad (9)$$

szemcsetartomány szemeloszlásának függvénye.

Önszűrő talaj esetén, az egyensúlyukat veszített, a kritikus méretnél kisebb szemcsék csak abban az esetben tudnak kimosódni, ha az őket visszatartó nagyobb szemcsék is elvesztik stabilitásukat. Ezért önszűrő talajok esetén a globális egyensúlyi feltételek a talaj teljes egészére érvényesek, függetlenül attól, hogy a talaj a kritikus átmérőnél kisebb szemcséket is tartalmaz.

Talajok szemeloszlásának jellemzésére általánosan használt talajfizikai jellemző az egyenlőtlenégi mutató (C_U), mely a szemeloszlási görbe meredekségét jellemzi a 60 és 10 átesett súlyszázalék tartományában. Az egyenlőtlenégi mutató értéke a két súlyszázalékhoz (60 és 10) tartozó átmérő hányadosaként számítható.

$$C_U = \frac{d_{60}}{d_{10}} \quad (10)$$

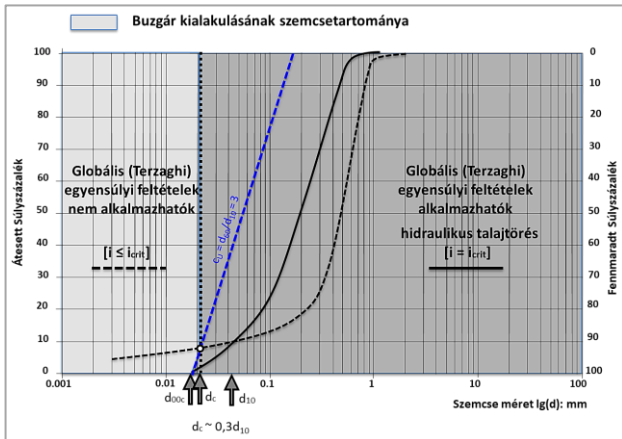
Gyakorlati tapasztalatok alapján egy talaj önszűrő, ha szemeloszlási görbe meredeksége 3 vagy annál kisebb (Preene és társai 2016). Ezt az ajánlást Giroud (2010) vizsgálatai is alátámasztják, melyek azt mutatták, hogy abban az esetben, amikor a talaj egyenlőtlenégi mutatója 3 vagy kisebb, akkor a nagyobb talajszemcsék szorosan egymáshoz kapcsolódnak, kiékelik egymást, és egy egységes vázszerkezet alakul ki, ami a kimosódást megakadályozza. Ha az egyenlőtlenégi mutató nagyobb, mint 3, akkor a nagyobb méretű szemcsék már nem érintkeznek, ezért egységes vázszerkezet nem tud kialakulni, és a kisebb méretű szemcsék kimosódnak. Az önszűrős feltételét a szemeloszlási görbe teljes szakaszán ki kell elégíteni, amit Giroud a lineáris egyenlőtlenégi mutató (C_U) bevezetésével ír elő.

$$C_U \equiv \sqrt{\frac{d'_{100}}{d'_{60}}} = \frac{d'_{60}}{d'_{10}} \quad (11)$$

A buzgár kialakulásának szempontjából az önszűrés követelményét a kritikus átmérő és a nulla súlyszázalékhoz tartozó szemcseátmérők tartományában kell kielégíteni. Ez a feltétel a szemeloszlási görbén grafikusan egyszerűen megadható úgy, hogy a szemeloszlási görbe kritikus átmérőhöz tartozó pontján keresztül párhuzamosot húzunk a $C_U = 3$ egyenessel (2. ábra).

$$d_{00,c} = d_{00}(C_U = 3) = \frac{d_c}{10^{\left(\frac{\% (d_c)}{50} \log(3)\right)}} = \frac{d_c}{10^{0,00954 \times \% (d_c)}} \quad (12)$$

ahol $\% (d_c)$ a kritikus átmérőhöz tartozó átesett súlyszázalék értéke százalékban.



2. ábra. A lokális és globális egyensúlyi feltételek alkalmazásának lehatárolása a szemeloszlási görbén

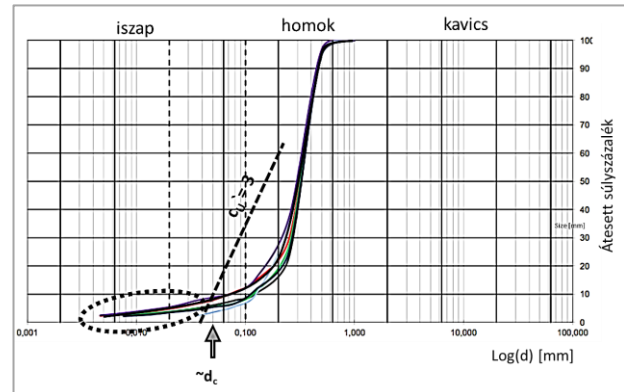
Figure 2. The regions where the local and global equilibrium conditions are applicable are shown on the particle size distribution curve

A gát mentett oldalán kialakuló buzgárokából vett talajminták szemeloszlási görbéit vizsgálva (Nagy 2014) megállapítható (3. ábra), hogy a kimosott talaj 3-5 súlyszázalékához tartozó szemcsék mérete szignifikánsan kisebb, mint a többi szemcse, és méretük a becsült kritikus átmérőnél jóval kisebb méretű. A görbék meredeksége ezen a szakaszon a $C_U = 3$ alatt marad, illetve a lineáris egyenlőtlenségi mutató értéke messze nagyobb mint 3. A kialakult buzgárokából kimosott talajok mindegyike ezért nem teljesíti az önszűrés kritériumot a kritikus szemcseméretnél (d_c) kisebb szemcsék tartományában. A ténylegesen kialakult buzgárokából vett talajminták szemeloszlása ezért teljes összhangban van az elméleti összefüggésekből levont következtetésekkel. Ez egyrészt igazolja az elméleti feltételek helyességét, másrészt azt jelzi, hogy a szemeloszlási görbe alapján a buzgár kialakulásának valószínűsége jól becsülhető.

Összefoglalva megállapítható, hogy a lokális egyensúlyi és önszűrés feltételek alkalmazásával az a szemcsetartomány jól lehatárolható, melyre a hagyományos Terzaghi-féle globális egyensúlyi feltételek alkalmazhatóak. Azok a talajok, melyeknek szemeloszlása ezen a területen kívül esik, ott a kritikus gradiensenél kisebb értékek mellett következik be a talaj felszínén lévő szemcse egyensúlyvesztése, ami egy öngerjesztő folyamatot elindítva a buzgár kialakulásához vezethet. Buzgárokából vett talajok szemeloszlási görbéi az elméleti levezetések eredményeivel összhangban vannak, ezért a talajok szemeloszlási

Az önszűrő tartomány a kritikus átmérő ismeretében a $C_U = 3$ meredekségű egyeneshez tartozó nulla átesett súlyszázalék kiszámításával analitikusan is meghatározható. A nulla átesett súlyszázalékhoz tartozó kritikus átmérő ($d_{00,c}$) a következő összefüggés alapján számítható:

görbéje alapján a buzgár kialakulásának valószínűsége megbízhatóan megítélhető.



3. ábra. A Duna 11 + 900 szelvényében kialakult buzgárból kimosódott talaj szemeloszlási görbéi (Nagy László vizsgálata) (Megjegyzés: Szemrevételezés alapján megállapítható, hogy ezek a talajok a kritikus szemcseméret alatti tartományban nem önszűrők ($C_U \gg 3$), ezért buzgár képződésre hajlamosak.)

Figure 3. Particle size distribution curves of washed-out soil, collected from a sand boiling at the 11+900 cross section of the Danube River (Courtesy of L. Nagy) (Note: Based on visual inspection it can be seen that these soils are not self-filtering in the smaller than the critical diameter particle size region ($C_U \gg 3$) resulting in the development of sand boiling.)

IRODALOMJEGYZÉK

Eurocode 7 (2013). Geotechnical Design, Worked Examples. Ed. by Dimova S, Nikolova B, Pinto AV, Joint Research Center, JRC 85029, EUR 26227 EN, Publication Office of the European Union. ISBN 978-92-79-33759-8.

Garai, J. (2016). Hydraulic failure by heave and piping, *Scour and Erosion*. Harris, Whitehouse & Moxon (Eds), Taylor and Francis Group, London, ISBN 978-1-138-02979-8, *Int. Conf. on Scour and Erosion (ICSE-8)*, Oxford, UK, pp. 427-432.

Garai J. (2021). A hidraulikus talajtörés globális és lokális feltételei, *Hidrologiai Közlöny*, 101(2), 26-30.

Giroud, J-P (2010). Development of criteria for geotextile and granular filters. Prestigious Lecture, *Proceedings of the 9th International Conference on Geosynthetics*, Guarujá, Brazil, Vol. 1, pp. 45-64.

Hazen, A. (1892). Some physical properties of sands and gravels with special reference to their use in filtration. 24th Annual Rep. Massachusetts State Board of Health.

Kabai I. (2005) Geotechnika I. Műegyetemi Kiadó, 158. oldal. Egyetemi jegyzet, azonosító: 91245.

Korson, L., Drost-Hansen, W., Millero, F.J. (1969) Viscosity of water at various temperature. *J. Phys. Chem.* 73, 34-39.

Nagy L. (2014). *Buzgárok az árvízvédelemben*. Országos Vízügyi Főigazgatóság. ISBN 978-963-12-0319-6.

Pap, M., Mahler, A. (2019) Comparison of Different Empirical Correlations to Estimate Permeability Coefficient of Quaternary Danube Soils, *Periodica Polytech-*

nica Civil Engineering, 63(1), pp. 25–29.

Preene, M., Roberts, T.O.L., Powrie, W., and Dyer, M. (2016). *Groundwater control: Design and practice*. Second Edition, CIRIA Report C515. London: CIRIA. ISBN: 978-0-86017-755-5.

A SZERZŐ



GARAI JÓZSEF a Közlekedési és Távközlési Műszaki Főiskolán 1974-ben végzett üzemmérnökként, építőmérnöki diplomáját 1984-ben szerezte a Budapesti Műszaki Egyetemen, majd föld és űrtudományokból MSc diplomát szerzett az USA-ban (State University of New York). PhD fokozatát a Florida International University-n végzett kutatásaiért kapta. Szakmai pályafutása a KÖVIZIG-nél kezdődött, majd talajmechanikus tervező az FTV-nél. Ezt követően tanársegéd az Ybl Miklós Főiskolán, majd az Egyesült Államokban eltöltött több mint húsz év alatt gyémántok optikai vizsgálatával, az olvadás fizikai folyamatával és nagynyomású kísérletekkel foglalkozott. Visszatérve Magyarországra a Szent István Egyetem Ybl Miklós Építéstudományi Karán a Mechanika és Tartószerkezetek Tanszékét vezette. Jelenleg egyetemi tanár a Debreceni Egyetem Műszaki Karának Építőmérnöki Tanszékén, ahol geotechnika tárgyakat oktat.

Történeti kiegészítés

TERZAGHI ÉS FILLUNGER VITÁJA A TALAJMECHANIKA LEGFONTOSABB EGYENLETÉRŐL

A talajmechanika legfontosabb egyenletének Terzaghi hatékony feszültségek meghatározására adott összefüggését tartják. A hatékony feszültség a szemcséről-szemcsére átadódó feszültség, mely közvetlenül nem mérhető, hanem a talajra ható külső teljes feszültség és a folyadékban (víz) lévő feszültség különbözeteként számítható:

$\sigma' = \sigma - u$ formában, ahol, σ' a hatékony feszültség, σ a teljes feszültség, és u a vízben keletkező feszültség, amit semleges feszültség néven ismer a szakirodalom. Az egyenlet ideális feltételek mellett igaz, amikor mind a folyadékot, mind a szilárd testeket összenyomhatatlannak feltételezi, ozmotikus hatás, adszorpció, szemcsék közötti elektromos hatások stb. nincsenek figyelembe véve. Az egyenlet geotechnikai alkalmazása esetén ezeknek a hatásoknak nincs gyakorlati jelentősége, ezért az egyenlet szinte korlátozás nélkül használható.

Az egyenlet Terzaghi nevét viseli, de kevesen tudják, hogy eredendően Fillunger kutatásaira épül, aki szintén a bécsi Technische Hochschule (a mai Bécsi Műszaki Egyetem jogelődje) geotechnika professzora volt. Az talán még kevésbé ismert, hogy az egyenletet kísérleti eredmények alapján adta meg Terzaghi, és ennek az empirikus összefüggésnek máig sincs fizikai törvénnyel alátámasztott magyarázata.

Paul Fillunger 1913-ban elméleti alapon javasolta azt, hogy a folyadékok nyomásának nincs hatása a szemcsés szilárd granulátumok szilárdságára. Ezt a feltételezést 1914-15-ben kísérletekkel ellenőrizte, és igaznak találta. Terzaghi, aki szintén a bécsi egyetem professzora volt, jól ismerhette Fillunger korábbi munkáit, az egydimenziós konszolidáció leírásához adaptálta Fillunger eredményeit, bevezetve a hatékony feszültség fogalmát 1923-25-ben. Fillunger 1936-ban publikált egy pumfletet, melyben elméleti alapon mutatott rá Terzaghi egyenletének hibáira, amelyben ki is figurázta az empirikus összefüggés szerzőjét. Kemény levélváltások után Terzaghi kérte a rektort, hogy indítson hivatalos vizsgálatot az ügyben. A Fegyelmi Tanács (Disciplinary Board) az akkor már világhírnévének örvendő Terzaghinak adott igazat, melynek hírére Fillunger feleségével együtt, kinyitva a gázcsapot, öngyilkosságot követett el. A történeti áttekintést, valamint a két szerző publikációinak listáját de Boer könyvében találhatják meg angol nyelven. Terzaghi egyenlete elméletileg máig sem igazolt.

IRODALOM

de Boer, R. (2005). *The Engineer and the Scandal*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg. ISBN 978-3-540-27303-5.

Készítette: Dr. Garai József, egyetemi tanár, Debreceni Egyetem, Műszaki Kar, Építőmérnöki Tanszék.

A hidraulikus talajtörés komplex kritériumai

Garai József

Debreceni Egyetem Építőmérnöki Tanszék. (E-mail: jozsef.garai@fiu.edu; garai.jozsef@eng.unideb.hu)

Kivonat

Az irodalomból ismert kísérletek eredményeit összehasonlítva a levezetett lokális talajtörés feltételeivel megállapítható, hogy az elméleti összefüggések jól írják le a kimosódás és buzgár képződés fizikai folyamatát. A hagyományos Terzaghi-féle globális feltételt kiegészítve a lokális hidraulikus talajtörés feltételeivel, mindkét feltételt kielégítő komplex kritérium javasolt.

Kulcsszavak

Buzgár, buzgár kialakulása, hidraulikus talajtörés, lokális és globális egyensúlyi feltétel.

Abstract

Comparing previous test results with the local equilibrium criterion derived for sand boiling, it is concluded that the derived theoretical equations correctly describe the physical process of piping and sand boiling. Combining the requirements for local and for global equilibriums, a complex criterion complying with both equilibrium conditions is proposed.

Keywords

Sand boiling, hydraulic heave, local and global equilibrium conditions.

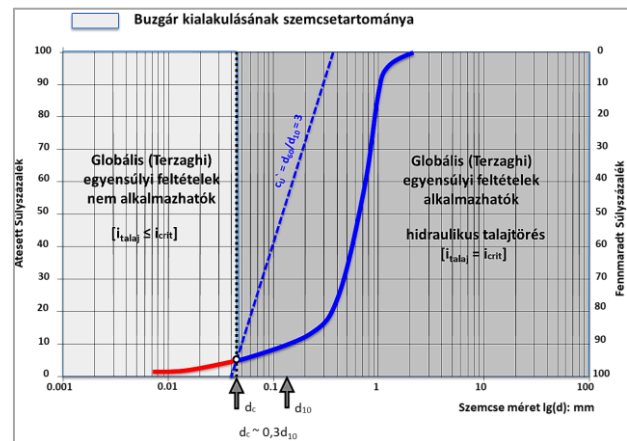
BEVEZETÉS

A Hidrológiai Közlemény korábbi számában (Garai 2021a) bemutatásra került, hogy a jelenlegi előírások, melyek függőleges vízáramlás esetén a globális egyensúly kielégítését kívánják meg, nem megfelelőek a buzgároknál kialakuló lokális talajtörés leírására, melyek a kritikusnál jóval kisebb hidraulikus gradiens mellett is bekövetkezhetnek.

A lokális egyensúlyi feltételek mellett, Stokes és Darcy törvényeinek felhasználásával, számítható az a kritikus szemcseátmérő (d_c), melynek egyensúlyvesztése a kritikus gradiens értékének elérésekor következik be. A kritikus átmérőnél nagyobb méretű szemcsékre Terzaghi globális egyensúlyi feltételei érvényesek, míg a kisebb méretű szemcsék egyensúlyát a lokális egyensúlyi feltételek alapján kell meghatározni (Garai 2021a).

Felhasználva az áteresztőképességi együttható és a szemcseátmérő közötti empirikus összefüggést, a szemeloszlási görbe ismeretében a kritikus szemcseátmérő értéke jól becsülhető. Amennyiben a talaj a kritikus átmérőnél kisebb szemcseátmérőre is érvényesnek tekinthető. Alkalmazva a $c_{ij} \leq 3$ önszűrési kritériumot, a szemeloszlási görbén lehatárolható az a terület, ahol hagyományos, globális, Terzaghi-féle egyensúlyi feltételek érvényesek, illetve az a szemcseátmérő, ami buzgár kialakulására szempontjából veszélyes (Garai 2021b).

A szemeloszlási görbe nem minden esetben esik teljes egészében ugyanabba a tartományba. Előfordulhat, hogy a talajszemcsék bizonyos százalékára a globális egyensúly, míg másik részére a lokális egyensúlyi feltételek a mértékadóak (1. ábra). A lokális egyensúlyi tartományba eső talajrész kisebb hidraulikus gradiens mellett veszti el állékonyságát, és kimosódhat.



1. ábra. Lokális és globális hidraulikus talajtörés szemcseátmérő tartományai

(Megjegyzés: Szemcseátmérő, melyre a lokális (piros) és globális (kék) egyensúlyi feltételek érvényesek.)

Figure 1. Particle size distribution regions are shown for local and global equilibrium

(Note: Grain sizes losing equilibrium at local and global conditions are marked on the PSD curve by red and blue respectively.)

A jelen tanulmány egyrészt az elméleti összefüggésekből levezetett lokális talajtörés egyensúlyi feltételeit hasonlítja össze korábbi laboratóriumi vizsgálatok eredményeivel, másrészt keresi a választ, hogy a talaj hány százalékának kimosódása vezethet a buzgár kialakulásához.

LABORATÓRIUMI ÖSSZEHASONLÍTÓ VIZSGÁLATOK

Az elméleti levezetés alapján (Garai 2016) lokális hidraulikus talajtörés akkor következik be, ha a talaj szemcseátmérője kisebb, mint a kritikus érték (d_c), amely a következő összefüggés alapján számítható:

$$d_c = \sqrt{\frac{36\mu}{(\rho_s - \rho_w)g} \frac{k_z}{n} i_{z,c}}, \quad (1)$$

ahol ρ_s a szemcse anyagsűrűsége, ρ_w a víz sűrűsége, g nehézségi gyorsulás, μ a víz dinamikus viszkozitása, k_z a

függőleges irányú áteresztőképességi együttható, n a hézagterfogat, $i_{z,c}$ pedig a kritikus hidraulikus gradiens értéke függőleges vízáramlás esetén.

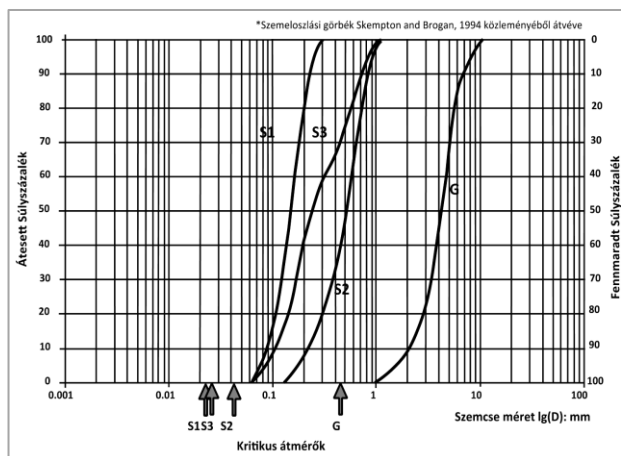
A hidraulikus talajtörés irodalmi értékelése alapján Skempton és Brogan (1994) közleménye dokumentálja legrészletesebben a kísérleti eredményeket, ezért ezen közlemény eredményei kerültek összehasonlításra a levezetett elméleti összefüggéssel. A hidraulikus talajtörés be-

következését három homok [S1, S2, S3], és egy kavics [G] talaj esetén vizsgálták a szerzők függőleges vízáramlás mellett. A kísérletek során mért kritikus gradiens, áteresztőképességi együttható, hézagterfogat, és legkisebb szemcseátmérő értékeit, valamint az ezekből számított kritikus átmérő értéket az 1. táblázat tartalmazza. Az egyes talajok szemeloszlási görbéje, és a számított kritikus átmérő értékei a 2. ábrán láthatók.

1. táblázat. Talajfizikai jellemzők mért és számított értékei
Table 1. Soil mechanics parameters test results and calculated values

Talajfajta	S1	S2	S3	G
hézagterfogat (n): %	49	38	46	40
áteresztőképességi együttható (k): cm s^{-1}	0.012	0.032	0.015	3.7
mért kritikus hidraulikus gradiens (i_c)	0.68-0.7	0.97 - 1.05	0.9	-
elméleti kritikus hidraulikus gradiens (i_c)	0.84	1.02	0.89	0.99
legkisebb talajszemcse átmérője: mm	0,063	0,13	0,063	0,97
kritikus szemcseátmérő (d_c): mm	0.023	0.042	0.026	0.443

Mind a négy vizsgált talaj esetében a számított kritikus átmérő értéke kisebb, mint a talajban lévő legkisebb szemcse mérete. Az elméleti összefüggés alapján ez azt jelenti, hogy a talaj teljes egészére érvényesek a Terzaghi féle globális egyensúlyi feltételek, ezért a hidraulikus talajtörés a kritikus hidraulikus gradiens értékénél következik be. A vizsgálatok eredményei azt mutatták, hogy a hidraulikus talajtörés mind a három homoktalaj esetében a kritikus hidraulikus gradiens értékénél következett be, ami teljes összhangban van a lokális talajtörés egyensúlyi egyenletének eredményével.

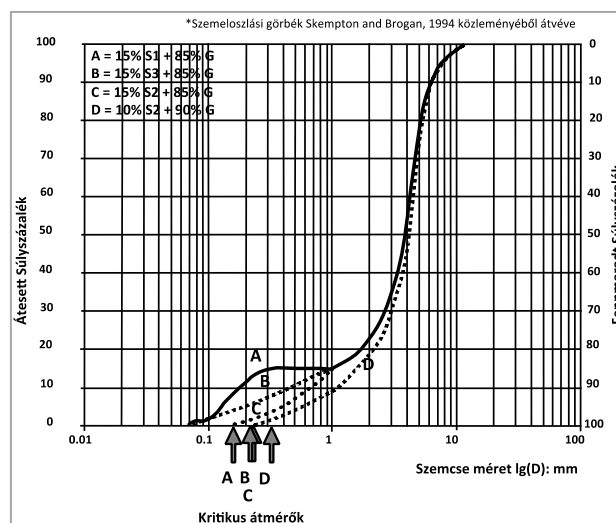


2. ábra. Vizsgált talajok szemeloszlási görbéi és a számított kritikus szemcseátmérők

Figure 2. The particle size distribution curves of the investigated soils, and the calculated critical diameters

Skempton és Brogan (1994) a homok és kavics keverékének hidraulikus egyensúlyát is vizsgálta. Az A,

B, és C jelű talajkeverékek sorrendben 15 súlyszázalék (S1, S3, S2) jelű homokot, és 85 súlyszázalék kavicsot (D) tartalmaztak. A D jelű keverék 90% kavics és 10% S2 homokból állt. A keverékek szemeloszlási görbéi a 3. ábrán láthatók.



3. ábra. Vizsgált keverék talajok szemeloszlási görbéi és a számított kritikus szemcseátmérők

Figure 3. The particle size distribution curves of the investigated soils mixtures, and the calculated critical diameters

A kritikus hidraulikus gradiens értékét 1-nek véve, a hézagterfogat és a mért áteresztő képességi együttható ismeretében, a keverékek kritikus szemcseátmérője számítható. A keverékek talajfizikai jellemzői, a számításoknál figyelembe vett mérési adatok, valamint a számított kritikus átmérők a 2. táblázatban találhatóak.

2. táblázat. A keverék talajok talajfizikai jellemzői, mért és számított eredmények
 Table 2. Soil mechanics parameters of the mixtures, test results and calculated values

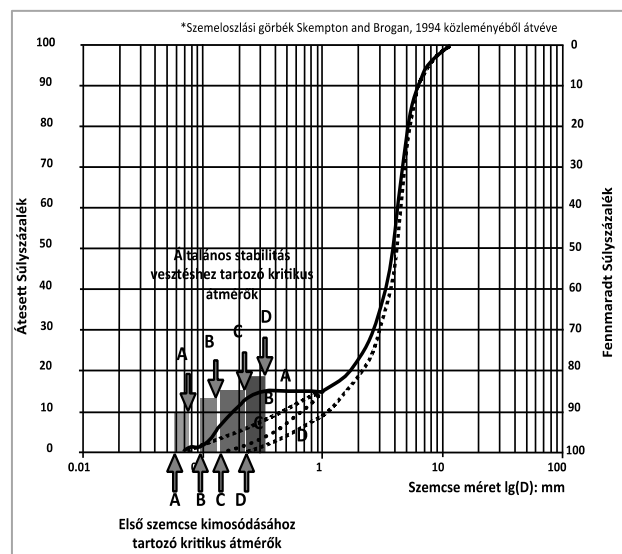
Talajfajta	A	B	C	D
Keverék arány	15% S1 85% G	15% S3 85% G	15% S2 85% G	10% S2 90% G
hézagterfogat (n): %	34	37	37.5	36.5
áteresztőképesség (k): cm s^{-1}	0.45	0.84	0.86	1.8
kritikus szemcseátmérő (d_c): mm	0.168	0.220	0.221	0.324
kritikus átmérőnél kisebb szemcsék súlysúlyszázaléka	8.5	6.0	1.5	1.8
első szemcse kimosódásakor mért kritikus hidraulikus gradiens ($i_{c,p}$)	0.125	0.18	0.49	0.49
$i_{c,p}$-ből számított kritikus szemcseátmérő: ($d_{c,p}$): mm	0.059	0.093	0.154	0.226
általános kimosódásnál mért hidraulikus gradiens (i_c)	0.20	0.34	1.0	1.0
i_c-ből számított kritikus átmérő: ($d_{c,SB}$): mm	0.075	0.128	0.221	0.324

A szemeloszlási görbéken (3. ábra) látható, hogy a kritikus hidraulikus gradiens értéke mellett kialakuló lokális talajtöréshez tartozó kritikus átmérők mind a négy keverék talaj esetén nagyobbak, mint a keverék legkisebb szemcseátmérői. A számított kritikus átmérőnél kisebb szemcsék aránya az A, B, C, és D keverékeknél, sorrendben 8,5, 6,0, 1,5 és 1,8 súlysúlyszázalék. Ez a szemcse tartomány a kritikus gradiens elérése előtt kisebb hidraulikus gradiens mellett veszt el egyensúlyát, tehát a teljes talajtörés bekövetkezése előtt ez a szemcsetartomány, ha a talaj nem önszűrő, kimosódhat.

A kísérletek során mérték az első szemcse kimosódásához tartozó hidraulikus gradiens értékeket, melyek minden esetben kisebbek voltak, mint a kritikus gradiens értéke. Az első szemcse kimosódásánál mért hidraulikus gradiens alapján az egyensúlyát e gradiens mellett elvesztő szemcse mérete az 1 egyenlet alapján számítható. A számított első szemcse kimosódásához tartozó kritikus átmérők ($d_{c,p}$), mind a négy keverék talaj esetében azonosak a talajban található legkisebb szemcse átmérőjével (d_{00}) (4. ábra).

A számított és mért értékek praktikus tökéletes egyezése azt jelzi, hogy az elméleti összefüggések felhasználásával levezetett lokális egyensúlyi feltétel jól írja le a talajban kialakuló hidraulikus törés folyamatát.

A kísérletek általános kimosódást eredményező hidraulikus gradiens értékeiből az általános talajtöréshez tartozó kritikus átmérők ($d_{c,SB}$) is számításra kerültek. Az eredmények a 2. táblázatban találhatóak. Az első ($d_{c,p}$) és az általános kimosódáshoz ($d_{c,SB}$) tartozó kritikus átmérők a 4. ábrán láthatók. Mind a négy keverék esetében az általános kimosódáshoz tartozó kritikus átmérők a keverék szemeloszlási görbéjének kb. 3 súlysúlyszázalékhoz tartozó átmérőjével azonosak. Ebből az a következtetés vonható le, hogy ha a kritikus átmérő eléri a talaj szemeloszlásának körülbelül 3 súlysúlyszázalékához tartozó méretét, akkor bekövetkezik az általános hidraulikus talajtörés. Mind a négy talajkeverék esetén a kavics frakció stabil maradt, és csak a homok frakció rész veszítette el egyensúlyát, mosódott ki.

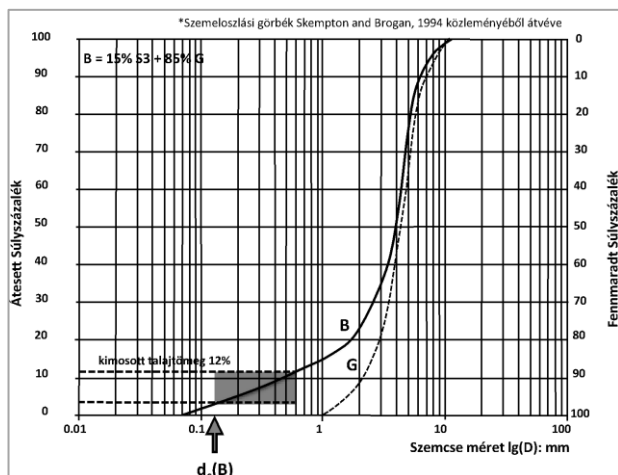


4. ábra. Az első szemcse stabilitás vesztesékor és a teljes hidraulikus talajtörés bekövetkezésekor mért talajfizikai jellemzőkből számított kritikus szemcse átmérők

Figure 4. Critical diameters calculated from the observed soil conditions observed at the first particle movement and at the development of general heave

Egy esetben a B talajkeveréknél mérték a kísérlet alatt kimosódott szemcsék tömegét, ami a teljes talajtömeg 12 tömegszázaléka volt. Ez azt jelenti, hogy a talajkeverékből a homoktalaj (S3) 80 százaléka kimosódott.

A kimosódott talajszemcsék átmérője meghaladja az általános talajkimosódásnál mért hidraulikus gradiens értékéből ($i = 0.34$) számított kritikus átmérőt (5. ábra). Az áteresztő képességi együttható értéke a kimosódás következtében növekszik. Ennek a növekedésnek az értéke nem került közlésre, ezért a kritikus átmérő az áteresztőképességi együttható eredeti értékéből került kiszámításra. A számított kritikus átmérőnél nagyobb szemcsék kimosódása azt jelzi, hogy a kimosódás megkezdése előtti, eredeti talajfizikai állapotok a kimosódás következtében megváltoznak. Ezek a változások a teljes talajtörés kialakulásához vezethetnek.



5. ábra. Kimosott talaj súlyszázaléka és a kritikus átmérő
Figure 5. The percentage of the washed-out particles and the critical diameter

HIDRAULIKUS TALAJTÖRÉS KIALAKULÁSÁNAK FOLYAMATA

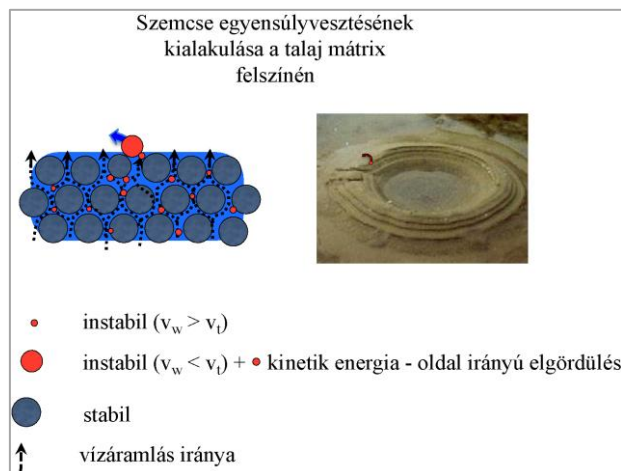
A buzgárképződés a legkisebb méretű szemcse (d_{00}) kimosódásával kezdődik. Ezeknek a szemcséknek a kimosódása a talajmátrix eredeti tulajdonságait megváltoztatja. A kimosott szemcse helyén képződő üreg növeli az áteresztő képességet, megrövidíti az átfolyási hosszt, így növeli a hidraulikus gradiens értékét és csökkenti az átfolyási terület-felület arányát. Mindhárom fizikai változás a kritikus szemcseátmérő értékének növekedését okozza. A folyadékba kerülő kimosott szemcsék megnövelik a sűrűséget (ρ_L), ami a következőképpen vehető figyelembe:

$$\rho_L = (1 - x_s)\rho_w + x_s\rho_s \quad (2)$$

ahol x_s a folyadékban lévő szilárd szemcsék térfogat aránya. További kritikus szemcseméret növelő tényező az, hogy az áramló folyadékban lévő kimosott szemcsék momentuma nagyobb szemcsékhez való ütközés folytán részben vagy teljes egészében átadódik. A felszínen található szemcsék esetén a szemcse nem csak függőleges, hanem oldal irányban is el tud mozdulni. Egy felszíni szemcse egyensúlyvesztése ezért a szemcse gördülésével is bekövetkezhet (6. ábra). A gördülési ellenállás jóval kisebb, mint a függőleges elmozdulás ellenállása. Valószínűleg ez utóbbi folyamat a legfontosabb összetevője annak, hogy a buzgároknál a hidraulikus talajtörés a kritikusnál jóval kisebb hidraulikus gradiens értékek mellett is kialakulnak.

Amennyiben a talaj önszűrő, akkor kimosódás nem jön létre, ezért a fenti folyamatok nem tudnak kialakulni, és a hidraulikus talajtörésre a globális egyensúly feltételei a mértékadóak (Garai 2021b).

Skempton és Brogan kísérletei alapján, nem önszűrő talaj esetében, 3-8 súlyszázaléknyi egyensúlyát elvesztő szemcse kimosódása vezetett általános hidraulikus talajtöréséhez. Biztonság figyelembevételével a maximális kimosódás megengedett értékeit ezért három súlyszázaléknál javasolt előírni. Ez az érték további vizsgálatok ismeretében esetleg módosulhat.



6. ábra. A buzgárképződés kialakulásának folyamata
Figure 6. Physical process leading to the development of sand boiling

SZEMCSÉKIMOSÓDÁS ÉS A BUZGÁR KIALAKULÁSÁNAK KRITÉRIUMAI

Az első talajszemcse kimosódása akkor következett be, amikor a kritikus átmérő ($d_{c,p}$) azonos volt a legkisebb talajszemcse méretével (d_{00}). Ennek alapján, amennyiben a talaj szemeloszlási görbéje a globális stabilitási zónán kívül esik, akkor a szemcsékimosódás (piping) megelőzésének feltétele az, hogy

$$d_{00} \geq d_{c,p} \quad (3)$$

A globális hidraulikus talajtöréssel szembeni állékony-ság feltétele az, hogy a talajban kialakuló hidraulikus gradiens ($i_{z,talaj}$) értéke bármilyen mélységben kisebb legyen a kritikus hidraulikus gradiens tervezési értéknél ($i_{z,c;d}$):

$$i_{z,talaj} < i_{z,c;d} \quad (4)$$

A kritikus hidraulikus gradiens tervezési értéke:

$$i_{z,c;d} = \frac{1}{F_s} \frac{\gamma'}{\gamma_w} = \frac{1}{F_s} (1 - n) \frac{\gamma_s - \gamma_w}{\gamma_w} \quad (5)$$

ahol γ' a vízalatti talaj térfogatsúlya, F_s pedig a biztonsági tényező parciális értéke. Összevonva a lokális és globális egyensúlyi feltételeket a talajszemcse kimosódásának kritériuma a következőképpen adható meg:

$$i_{z,talaj,p} < \frac{1}{F_s} \left[\frac{n(\rho_s - \rho_w)g}{36\mu k_z} d_{00}^2; (1 - n) \frac{\gamma_s - \gamma_w}{\gamma_w} \right]_{min} \quad (6)$$

Általános hidraulikus talajtörés kialakulásának kritériuma az, hogy a talaj szemeloszlási görbéje kívül esik a globális stabilitás zónáján, és a talaj 3 súlyszázalékához tartozó szemcseátmérő (d_{03}) kisebb a kritikus méretnél ($d_{c,sb}$):

$$d_{03} \geq d_{c,sb} \quad (7)$$

Összevonva a lokális és globális egyensúlyvesztés feltételeit a hidraulikus talajtörés kritériuma a következőképpen adható meg:

$$i_{z,talaj,sb} < \frac{1}{F_s} \left[\frac{n(\rho_s - \rho_w)g}{36\mu k_z} d_{03}^2; (1 - n) \frac{\gamma_s - \gamma_w}{\gamma_w} \right]_{min} \quad (8)$$

ÖSSZEFOGLALÁS

Buzgárok hidraulikus talajtörése a kritikus hidraulikus gradiens értékénél jóval kisebb hidraulikus gradiensek esetén is kialakul. Az ellentmondás az elmélet és gyakorlat között az egyensúlyi feltételek hibás felvételéből adódik. A jelenlegi előírások, például az *Eurocode 7 (2013)*, a globális egyensúlyi feltételeinek teljesítését követeli meg. A buzgár lokálisan alakul ki, ezért nem egy talajoszlop globális egyensúlyát, hanem az egyedi szemcsék egyensúlyi feltételeit kell vizsgálni, illetve megkövetelni. Szemcsés talajban függőlegesen áramló víz esetén egy szemcse akkor veszíti el egyensúlyát, amikor a felfelé áramló víz sebessége meghaladja a szemcse ülepedési sebességét. Az egyensúlyi vesztesé feltétele gömb alakú szemcsét feltételezve a Stokes és Darcy törvények alkalmazásával megadható. Bevezetve a kritikus átmérő fogalmát, mely azt a szemcseméretet jelenti, mely egyensúlyát a kritikus hidraulikus gradiens értékénél veszíti el, megállapítható, hogy a talajban található-e olyan szemcseméret, melyre a globális egyensúlyi feltétel már nem érvényes. Amennyiben a talaj szemcséi nagyobbak, mint a kritikus méret, akkor a globális egyensúlyi feltételek érvényesek. A kritikustól kisebb méretű szemcsék esetén a globális egyensúlyi feltételek akkor érvényesek, ha ezek a szemcsék nem tudnak kimosódni, tehát a talaj önszűrő. Felhasználva a lokális egyensúlyra levezetett összefüggéseket, a globális egyensúlyi feltételek érvényességi határa a szemeloszlási görbén lehatárolható. Abban az esetben, ha a szemeloszlási görbe ezen a tartományon kívül esik, akkor a hidraulikus talajtörés a kritikus értékénél alacsonyabb hidraulikus gradiens mellett következik be. A talajtörés, buzgár, kialakulása a talaj legkisebb méretű szemcséinek kimosódásával kezdődik. Ennek következtében csökken az átfolyási hossz, nő az áteresztő

képesség, nő a folyadék sűrűsége, a kimosott szemcsék ütközési impulzusa átadódik a nagyobb szemcsékre, és mindezek eredményeképpen a felszínen lévő függőleges vízáramlás hatására még állékony talajszemcsék elgördülnek. Ez a folyamat öngerjesztő és a teljes talajtömeg hidraulikus talajtöréséhez vezethet. A rendelkezésre álló laboratóriumi kísérletek, valamint helyszíni vizsgálati eredmények alapján a buzgár 3 súlyszázaléknyi talajkimosódás következtében már kifejlődhet. A lokális egyensúlyvesztés kritériumaként ezért a talaj három súlyszázalékához tartozó szemcseátmérő egyensúlyvesztése javasolt. Összevonva a lokális és globális egyensúlyi feltételeket, komplex kritérium javasolt a talajszemcse kimosódására és a hidraulikus talajtörés bekövetkezésére.

IRODALOMJEGYZÉK

Eurocode 7 (2013). Geotechnical Design, Worked Examples. Ed. by Dimova S, Nikolova B, Pinto AV, Joint Research Center, JRC 85029, EUR 26227 EN, Publication Office of the European Union.

Garai J. (2016). Hydraulic failure by heave and piping, *Scour and Erosion*. Harris, Whitehouse & Moxon (Eds), Taylor and Francis Group, London, ISBN 978-1-138-02979-8, *Int. Conf. on Scour and Erosion (ICSE-8)*, Oxford, UK, pp. 427-432.

Garai J. (2021a). A hidraulikus talajtörés globális és lokális feltételei. *Hidrológiai Közöny*, 101. évf. 2. szám, pp. 26-30.

Garai J. (2021b). A klasszikus Terzaghi féle globális egyensúlyi feltételek érvényességi határa, *Hidrológiai Közöny*, 101. évf. 3. szám.

Skempton, A. W., Brogan, J. M. (1994). Experiments on piping in sandy gravels. *Geotechnique* 44: 449-460.

A SZERZŐ



GARAI JÓZSEF a Közlekedési és Távközlési Műszaki Főiskolán 1974-ben végzett üzemmérőként, építőmérnöki diplomáját 1984-ben szerezte a Budapesti Műszaki Egyetemen, majd föld és űrtudományokból MSc diplomát szerzett (State University of New York). PhD fokozatát a Florida International University-n végzett kutatásaiért kapta. Szakmai pályafutása a KÖVIZIG-nél kezdődött, majd talajmechanikus tervező az FTV-nél. Ezt követően tanársegéd az Ybl Miklós Főiskolán, majd az Egyesült Államokban eltöltött több mint húsz év alatt gyémántok optikai vizsgálatával, az olvadás fizikai folyamatával és nagynyomású kísérletekkel foglalkozott. Visszatérve Magyarországra a Szent István Egyetem Ybl Miklós Építéstudományi Karán a Mechanika és Tartószerkezetek Tanszéket vezette. Jelenleg egyetemi tanár a Debreceni Egyetem Műszaki Karának Építőmérnöki Tanszékén, ahol geotechnika tárgyakat oktat.

Az ECMWF reanalízis idősorok hidrológiai alkalmazhatóságának vizsgálata az OMSZ homogenizált idősorainak függvényében, hazai közepes méretű vízgyűjtőkön

Nagy Eszter Dóra*, Szilágyi József*

* Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék
(nagy.eszter@emk.bme.hu) (szilagyi.jozsef@emk.bme.hu)

Kivonat

A napinál rövidebb összegyűlekezési idővel rendelkező kisebb vízgyűjtők hidrológiai modellezéséhez nélkülözhetetlen a napinál részletesebb hidrometeorológiai idősorok rendelkezésre állása. Jelenleg az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) hálózatához tartozó állomások idősorai nem érhetőek el ingyenesen kutatási célra sem, azonban az Európai Középtávú Előrejelző Központ (ECMWF) reanalízis adatai alkalmasak lehetnek erre a célra. A modellezés előkészítéseként vizsgáltuk, hogyan közelítik ezek a reanalízis adatok az OMSZ adattárában közzétett, felszíni mérések alapján interpolált és homogenizált napi adatokat. Olyan hidrometeorológiai paramétereket vizsgáltunk, melyek később felhasználhatók a teljes hidrológiai körfolyamat modellezéséhez. Az éves és havi léptékű vizsgálatok mellett számítottuk a vízgyűjtők vízmérlegét, valamint az ariditási index és a lefolyási hányad értékét is. A vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy az ECMWF reanalízis adatok közvetlenül nem használhatóak hosszútávú hidrológiai modellezés esetén, a reanalízis idősorok hibakorrektója mindenképp javasolt.

Kulcsszavak

ECMWF, reanalízis, OMSZ, hidrológia, meteorológia, idősor, vízgyűjtő.

Comparison of the ECMWF reanalysis and the Hungarian Meteorological Service's homogenized time-series at three Hungarian catchments

Abstract

The hydrological modelling of smaller catchments with shorter response times requires sub-daily time series. The Hungarian Meteorological Service (OMSZ) does not provide ground-based observations free of charge. However, the European Centre for Medium-Range Weather Forecasts (ECMWF) provides hourly reanalysis data, which could be used for hydrological modelling. In preparation for the modelling, we compared the reanalysis data with the data originating from the interpolated, homogenized database of the Hungarian Meteorological Service. We examined the hydrometeorological parameters which are suitable for hydrological modelling. Besides comparing the annual and monthly values, we calculated the water balance, the aridity index and the runoff ratio of the catchments. Based on the results, the ECMWF reanalysis data cannot be used directly for hydrological modelling. The bias correction of the reanalysis data is highly recommended in advance.

Keywords

ECMWF, reanalysis, OMSZ, hydrology, meteorology, time-series, catchment.

BEVEZETÉS

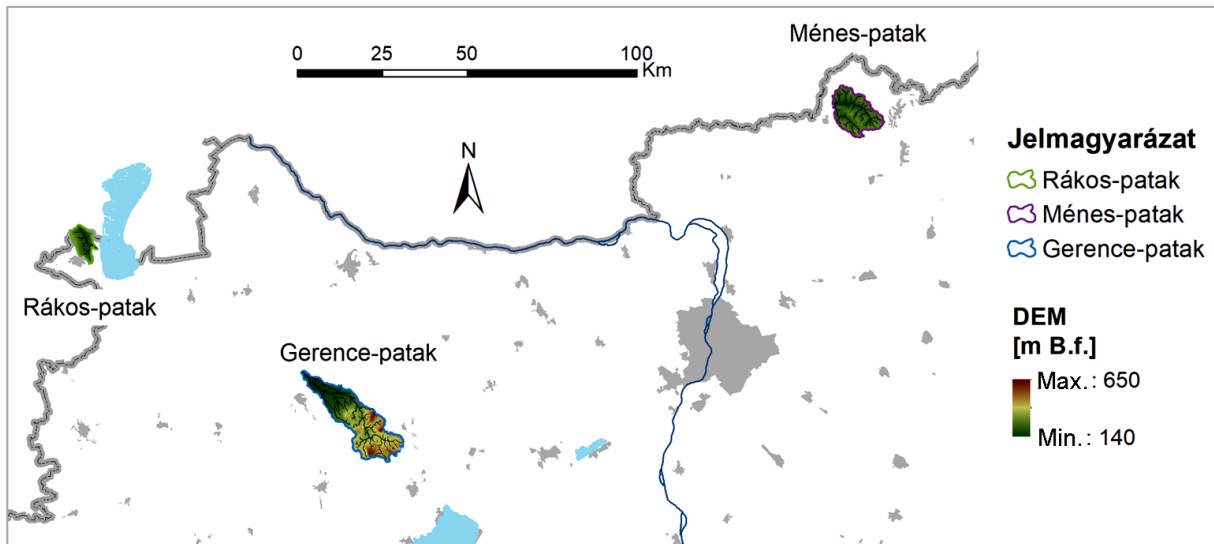
A vízgyűjtők hidrológiai körfolyamatának kellően pontos modellezéséhez elengedhetetlen feltétel, hogy pontos hidrometeorológiai adatsorokkal hajtsuk meg modellünket. A csapadék, mint a hidrológiai körfolyamat fő meghajtója, a kvantitatív hidrológiai számítások legfontosabb eleme (*McMillan és társai 2011*). A kis és közepes vízfolyások – méretükhöz igazodóan – viszonylag gyors (napinál rövidebb) válaszidővel rendelkeznek (*Nagy és Szilágyi 2021*). Ebből adódóan a hóolvadásból és/vagy csapadékból keletkező árhullámok modellezése csak napinál részletesebb idősorok segítségével lehetséges. Hazai viszonylatban azonban nem érhetőek el ingyenesen a hosszútávú (több éves), napinál részletesebb meteorológiai észlelések, még kutatási célra sem. Léteznek azonban online, ingyenesen elérhető adatbázisok, melyekből elérhető idősorok alkalmazhatóságáról viszont meglehetősen keveset tudunk.

Az ingyenesen elérhető adatbázisok mennyisége, térbeli és időbeli felbontása, valamint kiterjedése jelentősen nőtt az elmúlt 20 évben (*Herschbach és társai 2020*). Ezek az adatbázisok változatos összetételben és formátumban kínálnak a) felszíni állomásokon mért adatokat, b) feldolgozott és

nyers műholdas méréseket, c) mérések alapján térben és időben homogenizált, illetve interpolált adatokat, valamint d) úgynevezett reanalízis adatokat, melyek mért és modellezett adatok kombinációjaként állnak elő. Jelen kutatás során az Európai Középtávú Előrejelző Központ (ECMWF) egyik reanalízis produktumának idősorait hasonlítjuk össze az Országos Meteorológiai Szolgálat (OMSZ) adattárában közzétett homogenizált idősorokkal. A vizsgálatok célja az idősorok mennyiségi és minőségi összehasonlítása három hazai, közepes méretű vízgyűjtő esetén. A vizsgált vízgyűjtőkre rendelkezésre állnak felszíni állomásokon észlelt vízhozam idősorok is, melyek lehetővé teszik a hidrológiai célú összehasonlítást. A vizsgálatok eredményeként megállapítható, hogy az ECMWF reanalízis adatok alkalmazhatók-e közvetlenül vízgyűjtők hidrológiai modellezésére.

VIZSGÁLT VÍZGYŰJTŐK BEMUTATÁSA

A vizsgálatokat három hazai vízgyűjtőre végeztük el. A vízgyűjtők kiválasztásakor törekedtünk arra, hogy a vizsgált területek kellően változatosak legyenek méretüket, földrajzi elhelyezkedésüket, geológiájukat, illetve morfológiájukat tekintve. A választott vízgyűjtők a Rákos-, a Gerence- és a Ménes-patakok (*1. ábra*).



1. ábra. A vizsgált vízgyűjtők elhelyezkedése
Figure 1. Overview of the study catchments

A Gerence-patak a Közép-Dunántúlnak és talán az egész országnak vízszökés szempontjából az egyik legjellegzetesebb vízfolyása (Zsuffa 1964). A patak vízgyűjtője torkolatához tartozó területe 1959 után 408 km²-ről 318 km²-re csökkent a Tapolca-patak Marcalba történő átvezetése révén. A vízfolyáson 1957 óta működik a takácsi vízmérce állomás, ehhez a szelvényhez 277 km²-es vízgyűjtő terület tartozik. A vízszökés jelensége a Kertesköi és a Bakonybél-Bakonykoppányi szűkületnél a legmarkánsabb (T. Bratán és társai 1967). A beszivárgó csapadék és a mederből elszivárgó vízhozam a földtani viszonyok által megszabott irányt követi és elhagyja a vízgyűjtőt. Ezek a szivárgó vizek később a Tapolcafői-, illetve a Bodajki- és Iszkaszentgyörgyi-források vizét gyarapítják (Jankó 1961).

A Ménospatak az Ipoly egyik legnagyobb hazai mellékveze. Teljes vízgyűjtője 165 km², a Benczúrfalván 1961 óta üzemelő mérceszelvényhez tartozó vízgyűjtő területe 138 km².

A Rákospatak a Fertő-tavat tápláló egyetlen jelentősebb hazai vízfolyás (Bosznay 1973). Teljes vízgyűjtője 50 km² kiterjedésű, melynek közel 15%-a nyúlik a határon túlra. A patakon 1969 óta mérik a vízállást a torkolattól 1,1 km-re található fertőrákosi vízmérceszelvényben (Kozmáné Tóth és Urbán 1980). A Rákospatak egy kisebb, és viszonylag kis esésű vízgyűjtő. A vízzáró felületek aránya ezen a vízgyűjtőn a legnagyobb, ami növeli a fajlagos lefolyás értékét. A Gerence-patak ugyan területét tekintve a legnagyobb vízgyűjtő, azonban a maximális megfigyelt vízhozam (Q_{max}) a kisebb méretű Ménospatakhoz tartozik, ami a Gerence-patakon megfigyelhető vízszökésnek tudható be. Egyedül a Ménospatak tekinthető teljes terjedelmében természetes vízgyűjtőnek, azonban itt a legjelentősebb a mezőgazdasági területhasználat. Ennek következtében a Gerence-patak és a Rákospatak vízgyűjtője esetén is nagyobb az erdős területek aránya, ami a fajlagos lefolyásra mérséklően hat. A Rákospatakon található négy kisebb mesterséges tó (Kis-Tómalom, Nagy-Tómalom I.-

III.), melyek elsősorban horgászati és rekreációs célt szolgálnak. Ezeknek köszönhető a Rákospatak esetében az 1 %-os vízfelület arány.

A vizsgált vízgyűjtők néhány fontosabb jellemzőjét foglalja össze az 1. táblázat.

1. táblázat. Vizsgált vízgyűjtők főbb paraméterei
Table 1. Parameters of the study catchments

	Gerence-patak	Ménospatak	Rákospatak
Terület [km ²]	277	138	48,3
Leghosszabb lefolyási úthossz [km]	54,1	21,1	12,5
Maximális szintkülönbség [m]	578,5	241,7	204,6
Átlagos esés [%]	10,2	14	5,78
Talajképző kőzet	2, 1, 3	1, 4, 5	1
Vízzáró felületek aránya [%]	0,73	0,87	2,14
Erdős terület aránya [%]	51,7	35,1	45,7
Vízfelület aránya [%]	0,400	0,225	1,04
LNQ [m ³ /s]	29,8	45	2,18
Víztest kategória	Természetes/ erősen módosított	Természetes	Erősen módosított
Talajképző kőzetek jelölése: 1 - Harmadkori és idősebb üledékek; 2 - Glaciális és alluviális üledékek, 3 - Mészkö, dolomit, 4 - Mészkö, dolomit, 5 - Andezit, bazalt, riolit			

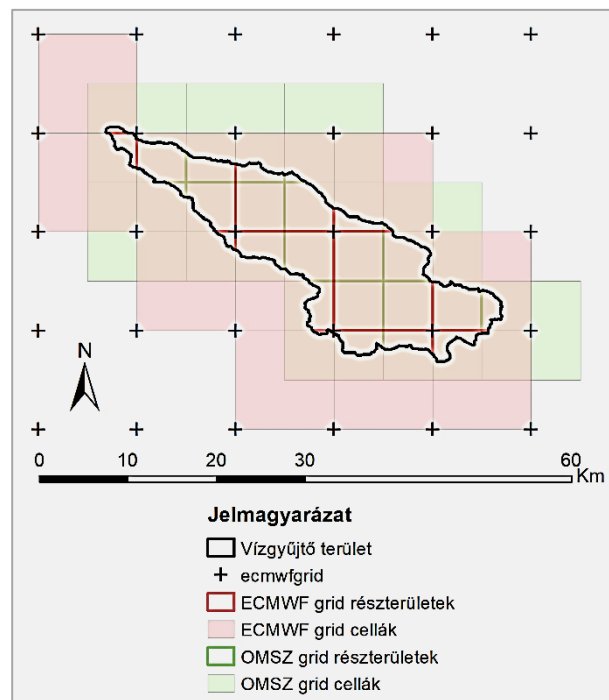
FELHASZNÁLT ADATOK

A vízgyűjtők lehatárolása az EU-DEM (Copernicus 2016) terepmodell felhasználásával történt, az ArcGIS és az Arc Hydro Tools segítségével. A vízfolyáshálózat meghatározása során 1 km²-es vízgyűjtő területtől tekintettünk egy cellát medercellának. A lehatárolt vízgyűjtő és mederhálózat megfelelőségét a hivatalos vízügyi térképekkel történő összehasonlítás biztosította. A mérceszelvényekhez tartozó vízgyűjtő területeknél minden esetben kevesebb, mint 10%-ra adódott az eltérés. Számos morfológiai paraméter került meghatározásra egy korábbi tanulmányban (Nagy és

Szilágyi 2021), melyek közül néhányat feltüntetünk az 1. táblázatban. A talajképző kőzetet az Agrotopográfiai adatbázis (Internet 1) térképei alapján határoztuk meg, míg a víztestek kategóriáját az Európai Unió Víz Keretirányelvével kapcsolatban készült atlaszokból (Internet 2) olvastuk ki. A vízzáró, erdős és vízzel borított felületek arányát a Copernicus műholdas produktumok (Copernicus 2020a, b, c) felhasználásával számítottuk. A klimatikus jellemzők (potenciális párolgás és ariditási tényező) összehasonlításakor a Nemzeti Alkalmazkodási Térinformatikai Rendszer (NATÉR) térképeiből (Internet 3) kinyert értékekre hagyatkoztunk. A tényleges párolgás (E) esetén a Kovács Ákos által számított, havi párolgás térképeket vettük alapul (Szilágyi és Kovács 2010).

A felhasznált hidrometeorológiai adatsorok három forrásból származnak. A felszínen észlelt vízállásból származtatott vízhozam idősorokat a Rákos-patak esetében az Észak-dunántúli, a Gerence-patak esetében a Közép-dunántúli és a Ménes-patak esetében az Észak-magyarországi Vízügyi Igazgatóságok (VIZIG-ek) bocsájtották rendelkezésünkre. Az OMSZ adattárából (Internet 4) elérhető napi idősorok az ország teljes területére $0,1^\circ$ -os (~ 9 km-es) cellafelbontással. Ezek az idősorok a felszíni állomáson mért adatokból előállított, interpolált adatok, melyek térben és időben homogenizáltak. A napi átlagos szélsősebesség (w), a napi maximális szélleőkés és a napi globálsugárzás (R_g) összege 2001-től érhető el, míg a napi átlagos (T), minimális (T_{min}) és maximális (T_{max}) hőmérséklet, a napi átlagos légnyomás, a napi csapadékösszeg (P), és a relatív nedvességtartalom (RH) napi átlaga egészen 1971-ig visszamenőleg letölthető. Az ECMWF adatok esetén az ERA5-Land produktum (C3S 2020) adatait használtuk fel, mely $0,1^\circ$ -os térbeli és órási időbeli felbontással rendelkezik 1981-ig visszamenőleg. Az adatbázisban számos paraméter elérhető, ezek közül a csapadék (P), a hőmérséklet (T), a harmatponti hőmérséklet (T_d), a globálsugárzásnak megfelelő sugárzáskomponens (surface solar radiation downwards), a lefolyás (R), a tényleges párolgás (E), és a potenciális párolgás (PET) idősorait használtuk. A végzett vizsgálatok során minden esetben a 2001-2020-ig terjedő 20 éves intervallum idősoraival dolgoztunk.

Ahhoz, hogy az adatok összehasonlíthatóvá váljanak, szükség volt a rácsponti idősorok utólagos feldolgozására. Az OMSZ és az ECMWF által használt rácsháló pontjainak koordinátái azonosak, azonban az ECMWF esetében egy koordináta pár a cella bal felső sarokpontját, az OMSZ esetében az adott cella középpontját reprezentálja. Mivel a vizsgált vízgyűjtők területe nem egy cellát érint, az egyes vízgyűjtőkkel átfedésben lévő cellák területtel súlyozott átlagaként számítottuk az adott vízgyűjtő területére vonatkozó átlag idősorokat. A 2. ábra szemlélteti a súlyozott átlag számításánál használt részterületek értelmezését, valamint az OMSZ és az ECMWF rácshálójának értelmezése közti különbséget.



2. ábra. Az ECMWF és az OMSZ rácshálójának értelmezése, valamint az egyes cellákhoz tartozó részterületek
Figure 2. Interpretation of the ECMWF and OMSZ grid cells and the corresponding subareas

A relatív nedvességtartalom és a harmatponti hőmérséklet a léghőmérséklet ismeretében átszámítható mennyiségek. Változik, hogy az egyes adatbázisok melyik mennyiséget adják meg a léghőmérséklet mellett. Jelen esetben az összehasonlíthatóság érdekében az OMSZ adatbázisából elérhető relatív páratartalmat számítottuk át harmatponti hőmérsékletté az alábbi összefüggés segítségével (Lawrence 2005):

$$T_d = T \cdot \left[1 - \frac{T \cdot \ln\left(\frac{RH}{100}\right)}{L/R_w} \right]^{-1},$$

ahol T_d [K] a harmatponti hőmérséklet, T [K] a léghőmérséklet, RH [%] a relatív páratartalom, $L/R_w = 5423$ K. Az így számított harmatponti hőmérsékletet végül természetesen átváltottuk az itthon használatos Celsius-fok mértékegységre.

Utóbbi két lépésen túl már csak apróbb műveletekre volt szükség úgy, mint a mértékegységek átváltása (például ECMWF csapadék adatok esetén m-ből mm-re), a vízhozam idősor átszámítása lefolyássá a vízgyűjtőterület ismeretében, vagy a napi léptékben kumulatív ECMWF idősorok visszafejtése nem-kumulatív idősorokká.

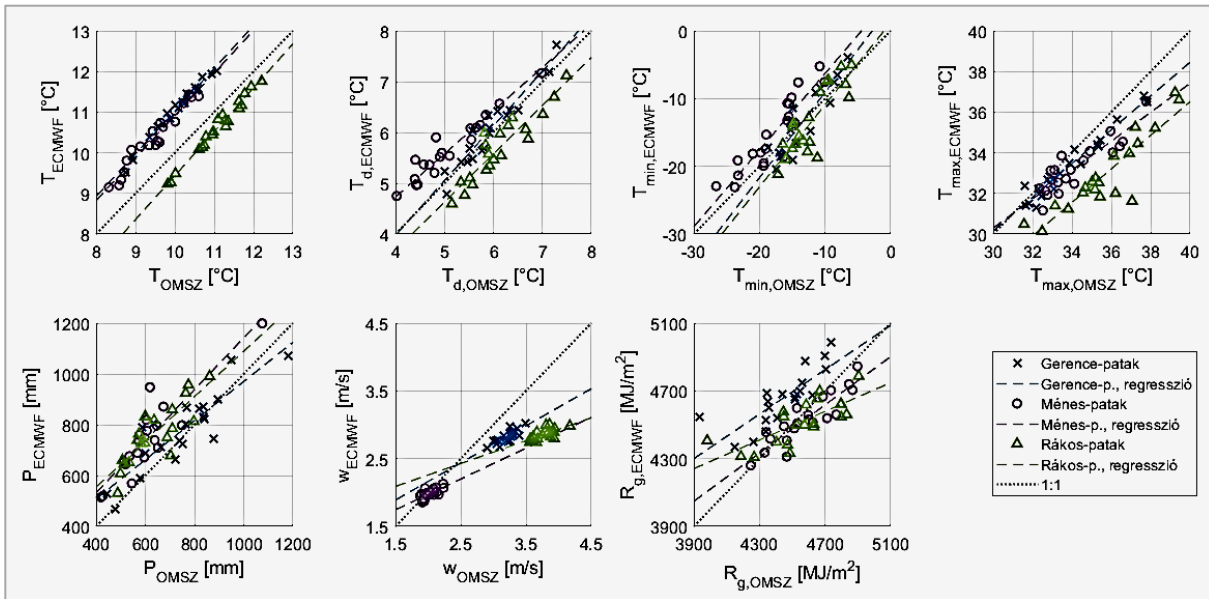
EREDMÉNYEK

Éves léptékű vizsgálatok

Elsőként az éves jellemző értékeket vizsgáltuk. A 3. ábrán az évi középhőmérsékletet (T), a napi közepes harmatponti hőmérséklet éves átlagát (T_d), az évi minimum hőmérsékletet (T_{min}), az évi maximum hőmérsékletet (T_{max}), az éves csapadékösszeget (P), az évi átlagos szélsősebességet (w), és a globálsugárzás éves összegét (R_g) ábrá-

zoltuk a vizsgált 20 évre vonatkozóan, a pontpárokhöz tartozó regressziós egyenesekkel együtt. Jól látható, hogy az ECMWF és az OMSZ által szolgáltatott adatok közötti eltérés iránya és mértéke nem egységes, sem a vizsgált változó, sem a földrajzi elhelyezkedés tekintetében. Az ECMWF adatok legjobban a harmatponti hőmérséklet és a minimum hőmérséklet esetén közelítik az OMSZ által szolgáltatott értékeket, a napi maximális hőmérséklet értékét azonban alul becsülik az ECMWF adatok. Az évi középhőmérséklet esetén tapasztalható a legszembetűnőbb eltérés a hiba irányát illetően: a Gereence- és Ménes-pata-

kok esetében konzekvensen melegebb, míg a Rákos-patak esetén hűvösebb az évi középhőmérséklet. A szélesebb tekintetében nagyobb eltérés mutatkozik a szeleesebb vízgyűjtők esetében, a kisebb szélesebbéggel jellemezhető Ménes-patak esetén szinte tökéletes az egyezés az ECMWF és az OMSZ értékei között. Legnagyobb szórás a csapadék és a globálisugárzás esetében mutatkozik. Előbbi esetén jellemzően túlbecslést tapasztalunk az ECMWF adatokat tekintve, utóbbi esetén a Gereence-patakon egyértelmű túlbecslés, a másik két vízgyűjtőn kisebb értékek esetén túl-, nagyobb értékek esetén alul becslés látható.



3. ábra. Az ECMWF és az OMSZ adatbázisából származó értékek összehasonlítása: a) évi középhőmérséklet, b) éves átlagos harmatponti hőmérséklet, c) évi minimum hőmérséklet, d) évi maximum hőmérséklet, e) éves csapadékösszeg, f) éves átlagos szélesebbé, g) éves globálisugárzás összege

Figure 3. Comparison of the annual ECMWF and OMSZ data: a) mean annual temperature, b) mean annual dewpoint temperature, c) minimum annual temperature, d) maximum annual temperature, e) annual precipitation, f) mean annual wind speed, g) total annual global radiation

A vizsgált paraméterek sokéves átlagértékének relatív becslési hibáját $[\Delta X_r = (X_{ECMWF} - X_{OMSZ}) / X_{OMSZ} \times 100 (\%)]$, ahol X a vizsgált paramétert jelöli a 2. táblázat tartalmazza.

2. táblázat. Vizsgált paraméterek sokéves átlagértékeinek relatív becslési hibája

Table 2. Relative error of the long-term means

ΔX_r [%]	Gereence-patak	Ménes-patak	Rákos-patak
T	10,3	9,41	-4,30
T_d	2,06	11,4	-6,98
T_{min}	0,080	14,5	-6,33
T_{max}	-1,49	-2,64	-7,68
P	3,77	22,4	20,3
w	-11,9	-2,16	-24,5
R_g	4,77	-1,04	-0,806

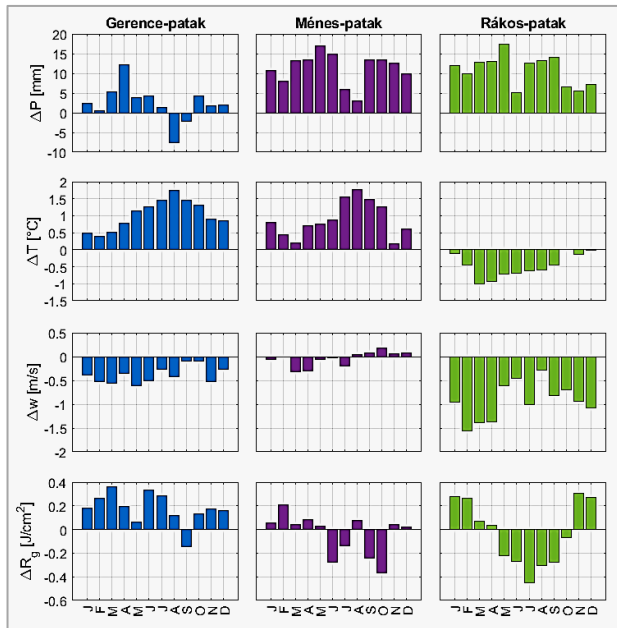
Látható, hogy a becslés hibája a vízgyűjtők és paraméterek függvényében +22,4% és -24,5% között változik. Hidrológiai szempontból legérdekesebb az éves átlagos csapadékmennyiség túlbecslése. Két esetben is közel 20%-

kal több csapadékot ad eredményül az ECMWF adatok használata, ami jelentős hibát eredményezhet a vízmérleg számításakor. Ugyanígy jelentős lehet a becslés hibája a tényleges párolgás számításakor a Rákos-patak esetében, mivel itt minden, a tényleges párolgás számításához szükséges jellemző (T , T_d , w , R_g) kevesebb, mint az OMSZ által szolgáltatott adatokból számított érték.

Havi léptékű vizsgálatok

A havi értékek esetén az egyes hónapokra számított sokéves átlagok abszolút hibáját ($\Delta X_a = X_{ECMWF} - X_{OMSZ}$) mutatjuk be a 4. ábrán a csapadék, a középhőmérséklet, a szélesebbé, és a globálisugárzás esetére. Az eltérések ebben az esetben is igen változatos képet mutatnak. Hasonló mintázatok megfigyelhetők egyes paraméterek esetén két-két vízgyűjtő között, azonban a vízgyűjtő párok nem egyeznek. A csapadék hibájának havi alakulása a Ménes- és a Rákos-patakok esetén hasonló, azonban a középhőmérséklet eltéréseinek alakulása a Gereence- és a Ménes-patakok esetén analóg. A csapadéknál megfigyelhető, hogy a nyári hónapok esetén kisebb a felülbecslés, illetve alulbecslés is előfordul. Ez feltehetően annak tudható be, hogy a cellafelbontásnál kisebb, a nyári időszakra jellemző, lo-

kális zivatarok nagycsapadékai nem jelennek meg az ECMWF csapadék idősoraiban. Utóbbi a csapadék-lefolyás modellezés esetén problémát okozhat, hiszen jellemzően ezek az intenzív csapadékok váltják ki a jelentősebb árhullámokat, esetenként villám-árvizeket.



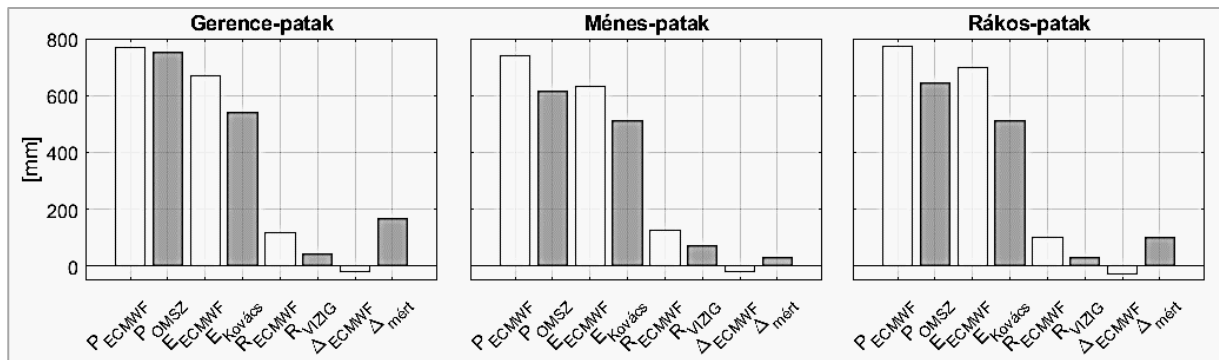
4. ábra. Az ECMWF és az OMSZ adatok alapján számolt sokéves havi átlagok abszolút hibája

Figure 4. Absolute error of the long-term monthly means using ECMWF and OMSZ data

Vízmérleg, lefolyási hányad és ariditási tényező

Vízgazdálkodási szempontból elengedhetetlen a vízgyűjtők hosszútávú vízmérlegének ismerete. A vízgyűjtők vízmérlegét jelen tanulmány során a következőképpen értelmeztük: $P - (E + R) = \Delta$, ahol P [mm] a csapadék, E [mm] a tényleges párolgás, R [mm] a lefolyás és Δ [mm] a maradéktag, ami magában foglalja a becslés hibáját és az egyéb lehetséges komponenseket, mint a vízelzőkés.

A vízmérleg komponenseinek sokéves átlagát kétféleképpen számítottuk: a) kizárólag az ECMWF adatbázisból lekért adatok felhasználásával, valamint b) az OMSZ, a VIZIG-ek és a Kovács-féle párolgástérképek (Szilágyi és Kovács 2010) adatai alapján. Utóbbira röviden csak mért értékeként hivatkozunk a következőkben. A két vízmérleg értékeit az 5. ábrán mutatjuk be. Látható, hogy az ECMWF adatokból számolt vízmérleg szinte tökéletesen zár, a 20-30 mm körüli hiba (Δ_{ECMWF}) könnyen fakadhat például a hótakaró változásából a vizsgált időszakban. A tényleges párolgás értéke igen magas, minden esetben 600 mm feletti, ami közel 100 mm-rel több, mint a Kovács-féle párolgástérképekből (Szilágyi és Kovács 2010) kinyert értékek. Megfigyelhető, hogy a csapadék mellett a lefolyás is lényegesen több mint a felszíni állomáson mért adatokból adódó mennyiség. Ez feltehetően annak tudható be, hogy az ECMWF reanalízis adatait szolgáltató modell ugyan számol beszivárgást és talajnedvességet, a felszín alatti vízrendszereket és az azok által elszállított vízmennyiségeket nem kezeli a modell. A mért értékekből számolt vízmérleg maradéktagja ($\Delta_{mért}$) két esetben lényegesen nagyobb, mint az ECMWF adatoké. Ez a Gerence-patak esetében indokolható a vízelzőkés jelenségével, a Rákos-patak esetében pedig ismeretlen felszín alatti folyamatok vagy a vízgyűjtőn található kisebb tározók (horasztavak) jöhetnek szóba magyarázatként.



5. ábra. A vízmérleg komponensei különböző adatok felhasználásával

Figure 5. The components of the water balance based on different types of data

Sokat használt mutatók az ariditási tényező (a) és a lefolyási hányad (∇). Előbbi az adott területen uralkodó klimatikus viszonyokat jellemzi, értékét – az összehasonlíthatóság kedvéért – a NATÉR térképekkel analóg módon a csapadék és a potenciális párolgás hányadosaként számítottuk. Utóbbi fontos hidrológiai jellemző, a hasznosítható vízkészlet meghatározásához használatos paraméter. Értékét a lefolyás és a csapadék hányadosa adja. Ennél a vizsgálatnál is két módon számítottuk a mutatók értékeit: csak az ECMWF adatokra hagyatkozva, illetve a VIZIG-ek és az OMSZ által szolgáltatott adatokat használva.

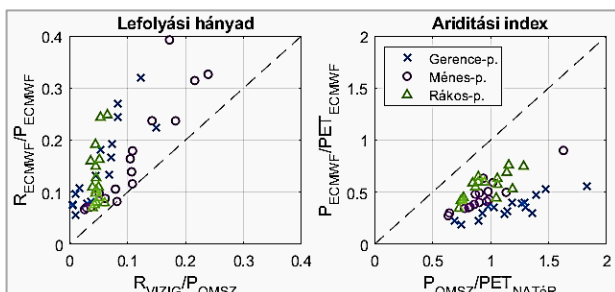
A potenciális párolgás értéke esetén a NATÉR térképeken feltüntetett sokéves átlagot tudtuk felhasználni. Ezt az értéket ugyan nem azonos időszakra határozták meg (lásd 3. táblázat), mint az általunk vizsgált időszak, de a nagyságrendi összehasonlítást lehetővé teszi ennek az értéknek a használata. A 3. táblázatban látható ugyanis, hogy az ECMWF adatok aránytalanul nagy potenciális párolgás értékeket adnak mindegyik vízgyűjtő esetén. 2000 mm feletti értékek az erősen sivatagos területeken (például Észak-Afrika) jellemzők (Trabucco és Zomer 2019).

3. táblázat. A csapadék, a lefolyás, a tényleges, illetve potenciális párolgás, valamint a lefolyási hányad és az ariditási tényező sokéves átlagai

Table 3. Long-term means of precipitation, runoff, total and potential evaporation, runoff ratio and aridity index

	Forrás	Időszak	Gerence-patak	Ménes-patak	Rákos-patak
P [mm]	ECMWF	2001-2020	770	740	775
	OMSZ	2001-2020	751	614	645
R [mm]	ECMWF	2001-2020	120	127	101
	VIZIG	2001-2020	44,8	70,9	30,4
E [mm]	ECMWF	2001-2020	670	632	700
	Kovács	2001-2009	541	513	511
PET [mm]	ECMWF	2001-2020	2250	1665	1422
	NATÉR	1971-2000	645	660	670
ν [-]	ECMWF	2001-2020	0,156	0,172	0,130
	VIZIG, OMSZ	2001-2020	0,0597	0,115	0,0471
α [-]	ECMWF	2001-2020	0,342	0,444	0,545
	OMSZ, NATÉR	2001-2020, 1971-2000	1,16	0,930	0,963

A többszörös eltérés oka vélhetően a reanalízis adatok mögött álló modell felépítésében keresendő, a szerzők számára azonban nem egyértelmű, hogy mi okozhatja ezt a mértékű hibát. A nagyságrendi eltérés megfigyelhető a 6. ábrán is, ahol jól látható, hogy az ariditási tényező értéke töredéke az itthon jellemző, 1 körüli értékeknek. Az ECMWF adatokból adódó értékek erősen száraz klímára jellemzőek, ami hazánkban még az Alföldön sem figyelhető meg. A lefolyási hányad értékében is jelentős különbségeket tapasztalhatunk, a lefolyás és csapadék esetén megfigyelt különbségekből adódóan.



6. ábra. A lefolyási hányad és az ariditási tényező értékei különböző adatok felhasználásával

Figure 6. Runoff ratio and aridity based on different types of data

ÖSSZEFOGLALÁS

Az elvégzett vizsgálatok során összehasonlítottuk az OMSZ online adattárából elérhető, napi idősorokat, és az ECMWF ERA5-Land reanalízis produktumából letöltött órás hidrometeorológiai idősorokat három hazai vízgyűjtő esetén. Az éves és havi léptékű vizsgálatok mellett vizsgáltuk a vízgyűjtők vízmérlegét, az ariditási index és a lefolyási hányad értékét is. Általánosságban kijelenthető, hogy a reanalízis adatok felülbecslik az éves csapadékmennyiséget, míg az éves átlagos szélességet és az éves maximum hőmérsékletet alulbecslik. A becslés hibájának éven belüli eloszlása nem egyenletes, az összes vizsgált paraméter esetében vízgyűjtőnként változó a hiba éven belüli alakulása. Szembetűnő volt a potenciális párolgás valószerűtlenül magas értéke, ami az ariditás

számszerűsítésére alkalmatlanná teszi az ECMWF adatokat. A lefolyási hányad szintén nem becsülhető csak az ECMWF adatok felhasználásával, mivel az ECMWF adatok nem számolnak a felszín alatti vízmozgással. A végzett vizsgálatok egyértelműen kimutatták, hogy a reanalízis adatok közvetlenül nem alkalmazhatók hosszútávú hidrológiai modellezéshez.

Számos módszer rendelkezésre áll azonban a modellezett idősorok korrigálására (Soriano és társai 2019). Regionális klímamodellek szisztematikus hibáinak matematikai statisztikai alapú korrekciójára számos példát találhatunk (Kis és társai 2014, Dobor és társai 2015, Torma és társai 2020). Mivel a reanalízis adatok igen bonyolult adatasszimilációs és modellezési folyamatok eredményeként állnak elő (Balázs 2017), tartalmazhatnak hibákat, melyeket korrigálni lehet az olyan lokális, felszíni méréseken alapuló adatbázisok segítségével, mint az OMSZ interpolált adatbázisa. A kutatás következő lépéseként a napi felbontású OMSZ adatok felhasználásával korrigált órás ECMWF adatok használhatóságát tervezzük vizsgálni hosszútávú csapadék-lefolyás modellezés esetén.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

A kutatás az Innovációs és Technológiai Minisztérium ÚNKP-20-3 kódszámú Új Nemzeti Kiválóság Programjának a Nemzeti Kutatási, Fejlesztési és Innovációs Alapból finanszírozott szakmai támogatásával készült. Köszönet illeti továbbá az adatszolgáltatásban nyújtott segítségért az Észak-dunántúli, a Közép-dunántúli és az Észak-magyarországi Vízügyi Igazgatóságok munkatársait.

IRODALOMJEGYZÉK

Balázs Z. K. (2017). Az ECMWF ERA-Interim és ERA-20C reanalízisek összehasonlító vizsgálata. MSc diplomamunka. Eötvös Loránd Tudomány Egyetem.

Bosznay M. (1973). A Fertő-tó vízháztartási kutatásainak eddigi eredményei. *Hidrológiai Közlöny*, (4), 157–165.

Copernicus L.M.S. (2016). *European Digital Elevation Model (EU-DEM), version 1.1.*

<https://land.copernicus.eu/imagery-in-situ/eu-dem/eu-dem-v1.1> (letöltve 2019. július 14.).

- Copernicus L.M.S. (2020a). *Tree Cover Density 2018*. <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/forests/tree-cover-density/status-maps/tree-cover-density-2018> (letöltve 2020. szeptember 5.).
- Copernicus L.M.S. (2020b). *Imperviousness Density 2018*. <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/imperviousness/status-maps/imperviousness-density-2018> (letöltve 2020. szeptember 5.).
- Copernicus L.M.S. (2020c). *Water & Wetness 2018*. <https://land.copernicus.eu/pan-european/high-resolution-layers/water-wetness/status-maps/water-wetness-2018> (letöltve 2020. szeptember 5.).
- Copernicus Climate Change Service (C3S) (2020). *C3S ERA5-Land reanalysis. Copernicus Climate Change Service*. 2020.10.11. <https://cds.climate.copernicus.eu/cdsapp#!/home>
- Dobor L., Barcza Z., Hlásny T., Havasi Á., Horváth F., Ittész P., Bartholy J. (2015). Bridging the gap between climate models and impact studies: the FORESEE Database. *Geoscience Data Journal*, (2), 1–11.
- Hersbach H., B. Bell, P. Berrisford, S. Hirahara, A. Hórányi, J. Muñoz-Sabater, J. Nicolas, C. Peubey, R. Radu, D. Schepers, A. Simmons, C. Soci, S. Abdalla, X. Abellan, G. Balsamo, P. Bechtold, G. Biavati, J. Bidlot, M. Bonavita, G. De Chiara, P. Dahlgren, D. Dee, M. Diamantakis, R. Dragani, J. Flemming, R. Forbes, M. Fuentes, A. Geer, L. Haimberger, S. Healy, R. J. Hogan, E. Hólm, M. Janisková, S. Keeley, P. Laloyaux, P. Lopez, C. Lupu, G. Radnóti, P. de Rosnay, I. Rozum, F. Vamborg, S. Villaume, J.-N. Thépaut (2020). The ERA5 global reanalysis. *Quarterly Journal of the Royal Meteorological Society*, 146, 1999–2049.
- Jankó S. (1961). A balatonfelvidéki és északbakonyi patakok. *Hidrológiai Közöny*, 41. évf. 1. szám, 74–84.
- Kis A., Pongrácz R., Bartholy J. (2014). Magyarországra becsült csapadéktrendek: hibakorrekció alkalmazásának hatása. *Légekör*, 59, 117–120.
- Kozmáné Tóth E., Urbán J. (1980). A Fertő tó meteorológiai és hidrológiai jellemzői. *Hidrológiai Közöny*, 60. évf. 7. szám, 291–301.
- Lawrence M. G. (2005). The relationship between relative humidity and the dewpoint temperature in moist air: A simple conversion and applications. *Bulletin of the American Meteorological Society*, 86(2), 225–233.
- McMillan H., B. Jackson, M. Clark, D. Kavetski, R. Woods (2011). Rainfall uncertainty in hydrological modelling: An evaluation of multiplicative error models. *Journal of Hydrology*, 400(1–2), 83–94.
- Nagy E. D., Szilágyi J. (2021). A Wisnovszky-féle összefüggés felülvizsgálata hazai vízgyűjtőkön mért összegyűlekezési idők és számos morfológiai jellemző vizsgálatával. *Hidrológiai Közöny*, 101. évf. 1. szám, 19–32.
- Soriano E., L. Mediero, C. Garijo (2019). Selection of Bias Correction Methods to Assess the Impact of Climate Change on Flood Frequency Curves. *Water*, 11.
- Szilágyi J., Kovács Á. (2010). Complementary-relationship-based evapotranspiration mapping (CREMAP) technique for Hungary. *Periodica Polytechnica Civil Engineering*, 54(2), 95–100.
- T. Bratán M., Mohos P., Zsuffa I. (1967). A Gerence patak hidrológiai tanulmánya. *Hidrológiai Közöny*, (5), 284–296.
- Trabucco A., R. Zomer (2019). *Global Aridity Index and Potential Evapotranspiration (ET0) Climate Database v2*. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.7504448.v3>
- Torma Cs. Z., Kis A., Pongrácz R. (2020). Evaluation of Euro-cordex and med-cordex precipitation simulations for the carpathian region: Bias corrected data and projected changes. *Időjárás*, 124(1), 25–46.
- Zsuffa I. (1964). A közvetlen mérések szerepe a kisvízfolyások vízkészletének meghatározásánál. *Hidrológiai Közöny*, 44. évf. 12. szám, 529–576.
- Internet 1: <https://www.mta-taki.hu/hu/osztalyok/kornyezetinformatikai-osztaly/agrotopo>
- Internet 2: <http://geoportal.vizugy.hu/atlasz/>
- Internet 3: <https://map.mbfisz.gov.hu/nater/>
- Internet 4: https://odp.met.hu/climate/homogenized_data/gridded_data_series/

A SZERZŐK



NAGY ESZTER DÓRA 2018-ban szerzett okleveles infrastruktúra-építőmérnök diplomát a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Építőmérnöki Karán. Jelenleg ugyanitt a Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék végzős doktorandusz hallgatója. Kutatási témája kisvízgyűjtők csapadék-lefolyás kapcsolatának modellezése. 2016 óta a Magyar Hidrológiai Társaság tagja.



SZILÁGYI JÓZSEF Okleveles meteorológus. 1997-ben doktorált hidrológiai tudományokból a Kaliforniai Egyetemen. A Magyar Tudományos Akadémia doktora. A Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszékének egyetemi tanára, a Journal of Hydrology szerkesztőbizottsági tagja. Fő kutatási témája a területi párolgás.

Hidrogeológiai és mérnökgeológiai kérdések az Egri Bazilika és a Bélháromkúti Apátság felújításánál

Szlabóczky Pál

Pro Aqua díjas, aranydiplomás ipari geomérnök

Kivonat

Változatos múltú műemlékek felújítása, turisztikai fejlesztése során gyakran felmerülnek történeti hidrogeológiai, építőanyag bányászati, valamint aktuális építéshidrologiai, mérnökgeológiai és „vizes” eredetű kőzetmechanikai, geotechnikai kérdések. Az Egri Bazilika az 1830-as években régebbi egyházi építmények helyére épült, talajvíz szivárgásos geomorfológiai terasz szélén, egy változó funkciójú, középkori instabil pincerendszer környezetében. Az 1970-es években végzett mérnökgeológiai kutatások és bányászati pincefelújítások alapján értékelhetők az alépítményi, vízvédelmi, statikai állapotok.

Az egykori bélháromkúti apátsági templom és kolostor helynévadó forrásait, az 1950-70-es években végzett ipari célú kutatásokból kiindulva lehet azonosítani. A műemlék többszöri pusztulását, átépítését tükröző károsodásokban a csapadékvizek is nagy szereppel bírnak. A vízrajzi és morfológiai környezet alapján múltbeli teraszos öntözéses kertészkedés feltételezhető, a völgybe lefutó két patakon létesített tavak malmot is szolgálhattak. Mindkét helyszín műemléki felújítási feladatainak alapját hidrologiai kérdések képezik. A tanulmányban levezetett gondolatsorok jó példái a műemlék felújításoknál rendelkezésre álló, elégtelen geomérnöki adatok spekulatív pótlásának, de rámutat az ilyen sokágú természeti-műszaki feladatok megoldásához nélkülözhetetlen szakmai-baráti kapcsolatok kutatástörténeti jelentőségére is.

Kulcsszavak

Műemléki építéstörténet, karsztvíz források, mérnökgeológia, hidrogeológia, építményi vízvédelem, geomorfológia, kőbányászat, pince rendszerek, Bélháromkúti Apátság, Egri Bazilika.

Hydrogeological and engineering geological issues during the renovation of the Eger Basilica and Bélháromkút Abbey

Abstract

The renovation and touristic development of monuments with different past often require dealing with engineering aspects connecting to hydrogeology, mining of building materials, construction-hydrology, engineering geology, just as rock mechanical and geotechnical conditions influenced by the presence of water. The Basilica of Eger was built on the place of previous ecclesiastical buildings in the 1830s, on the edge of a geomorphological terrace with leakage of groundwater, in the environment of medieval unstable cellar system with variable functions. Based on the engineering geological research and mining cellar renovations carried out in the 1970s, the substructure, water protection and static conditions can be assessed.

The springs of the former abbey in Bélháromkút, from which the village received its name, can be identified based on the industrial investigations made in the 1950s–1970s. Rainwater also plays a major role in the damage reflecting the multiple destruction and reconstruction of the monument. Based on the hydrographic and morphological environment, former terraced irrigation gardening can be assumed, and the lakes established on the two streams running down the valley could also serve mills in the past. The renovation of both monuments bases on hydrological aspects.

The ideas derived from the study are good examples of the speculative completion of insufficient geoengineering data, which is available for monument renovations, but it also points to the research-historical significance of professional and friendly relationships, what are essential for solving such diverse natural-technical tasks.

Keywords

Monumental construction history, springs of karst water, engineering geology, hydrogeology, water protection of buildings, geomorphology, quarrying, cellar systems, Abbey of Bélháromkút, Basilica of Eger.

BEVEZETÉS

Szerző régészeti érdeklődése miatt, az 1960-as évektől közreműködött északmagyarországi régészeti munkák antropogén rétegtani, ösvízrajzi, morfológiai, építőkö meghatározási területein (Diósgyőri vár, Szendrői vár, miskolci Avasi templom és tapolcai nemzeti Monostor, Edelényi kastély), így a közelmúltban a miskolci székhelyű Hadas műépítész iroda egri és belapátfalvi munkálatait mentorálta nagy örömmel, mivel mindkét helyszínhez egykori ipari munkássága és több generációs családi emlékei fűződnek.

Az 1830-as években az Egri Bazilika régebbi egyházi építmények és városfal helyére, talajvíz szivárgásos geomorfológiai terasz szélére épült egy középkori, változó

funkciójú, instabil pincerendszer környezetében. Az 1970-es években végzett mérnökgeológiai kutatások és bányászati pincefelújítások alapján értékelhetők a későbbi alépítményi, vízvédelmi, statikai hatások.

Az egykori nevén Bélháromkúti apátsági templom és kolostor helynévadó forrásait, az 1950-70-es években végzett ipari célú hidrogeológiai kutatásokból kiindulva lehet azonosítani. A műemlék többszöri pusztulását, átépítését tükröző károsodásokban a csapadékvizek is nagy szereppel bírnak.

Történelmi műemlékek régészeti feltárása, építészeti felújítása, turisztikai fejlesztése során jelentkező mérnöki feladatoknál gyakran felmerül a korabeli vízrajzi, az ezen

belüli hidrogeológiai viszonyok megismerése, valamint a statikai állékonyság vízeredetű problémája.

A tanulmány a fiatalabb mérnök generáció okulására is készült az MHT 2020. évi Országos Vándorgyűlésre, ami a vírusjárvány miatt elmaradt. Az archív és új adatok spekulatív elemzésével Szerző felidézhetette nagyérdemű elődeit, közreműködő kortársait, köztük egykori Hidrológiai Társulati barátait, (összesen 37 név említésével), és mindkét helyszínen kutatástörténeti érdekességeit. A tanulmány fogalmazása az érdeklődő építészeket, régészeket is szolgálja.



1. fénykép. Egri Bazilika (Fotó: Barta Anikó 2019)
Picture 1. The Basilica of Eger (Photo: Anikó Barta 2019)

Az Érseki Palota már a domblábon, a völgytalp szélére épült. Erről a szintről indul az instabil geológiai környezetű, omlásokkal rongálódott egykori érseki pincehálózat, amit az 1970-es években tártak fel geofizikai (Ráner és Mészáros 1975) és bányászati módszerekkel (Kleb 1978), és stabilizálták is (dúcolás, falazás, tömedékelés, vízelvezetés). A mélyépítési profilt bonyolítják a központi kupola alatti altemplom és a viszonylag mély főszerkezeti alapozások. Az Egri Érsekség szakrális elképzelése alapján, Rudolf Mihály DLA felelős tervező által 2018-ban kidolgozott fejlesztési terv szerint a Bazilika körül egy liturgikus körmeneti útpálya is épülne járulékos elemekkel, esetenként nagy gépjárműves dinamikus terhelésekkel. Az egész fejlesztéssel érintett terület 2 hektár. A 2019. márciusi építészeti szemlének nyomán a következő, főként „vizes” geomérnöki észrevételek adódtak.

A Bazilika és járulékos építményeit két geomorfológiai fejlődéstörténeti reliktum találkozási zónájára telepítették (2. ábra):

- a nyugati, magasabban fekvő terület (178 mBf.) az utolsó előtti jégkorszak (Riss) kb. 150-200 ezer évvel ezelőtti völgytalp szintjét jelenti, néhány méter vastag, talajvíz tározó agyagos kavicsréteggel;
- a Lyceum (ma egyetem) előtti alsó terület (160 mBf.) az utolsó jégkorszakban (Würm), kb. 25 ezer éve kezdődően kialakult völgytalp, a tetején vastag holocén (jelen) kori szerves iszapréteggel

EGRI BAZILIKA

Mérnökgeológiai környezet

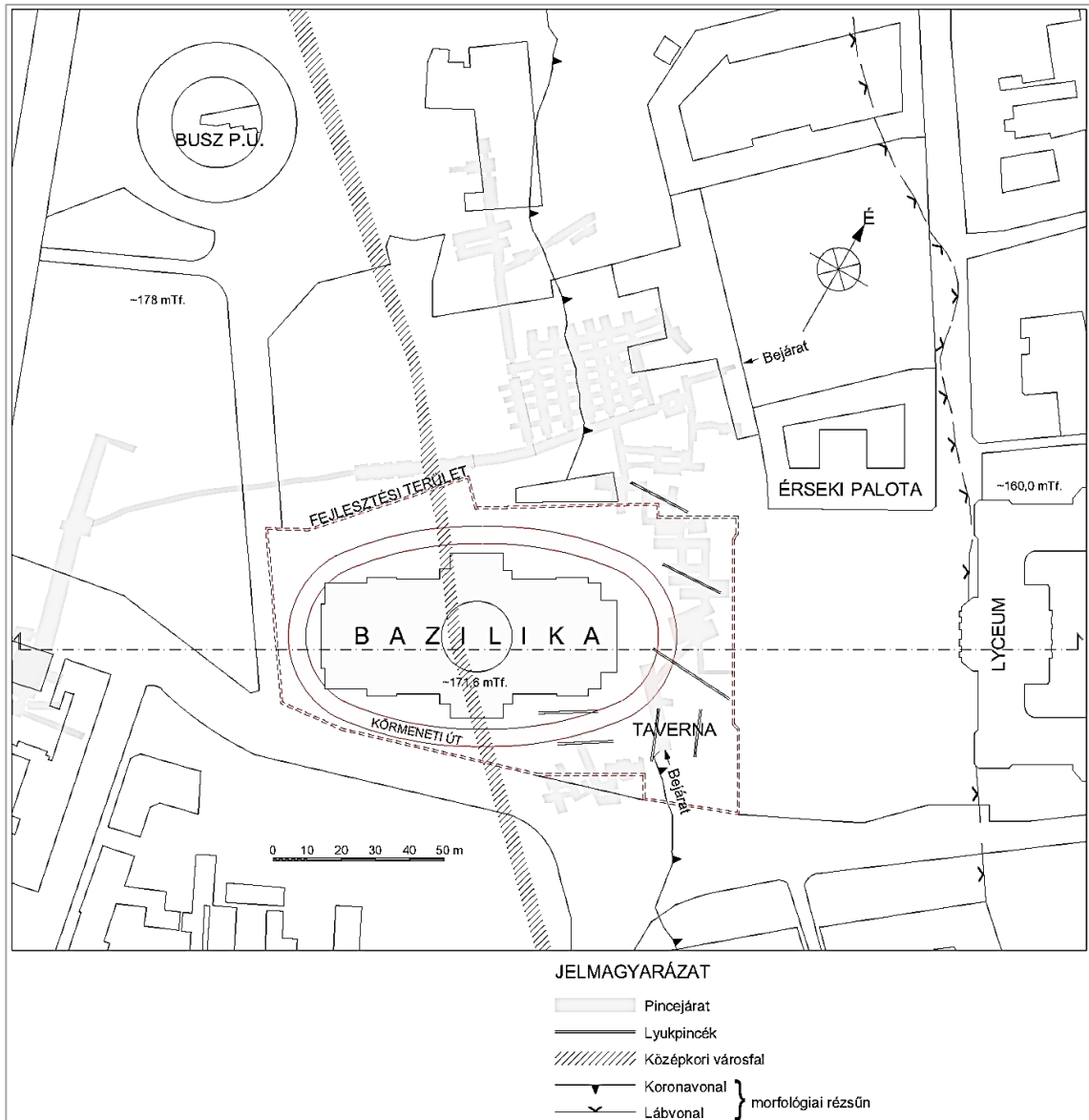
A klasszicista stílusú székesegyház (1970 óta bazilika) 20-40-50 méter magas oszlopos-kupolás-timpanonos tagolt szerkezeti elemeivel, a teherviselő általajt és alapközetet érő utólagos fizikai, kémiai hatásokkal az 1830-as években kisebb egyházi építmények elbontásával épült félhektáryi alapterülettel (1. fénykép), a X. századtól történelmileg változó szakrális és stratégiai funkciójú környezetben, a középkori pince hálózattal „gyengített”, talajvíz szivárgásos domboldali geomorfológiai terasz szélén (1. és 2. ábra).

(emiatt a Lyceumot tölgyfa cölöpökre alapozták), mélyebben talajvíz tároló kavicsréteggel, összefüggésben az Eger-patak vízjárásával.

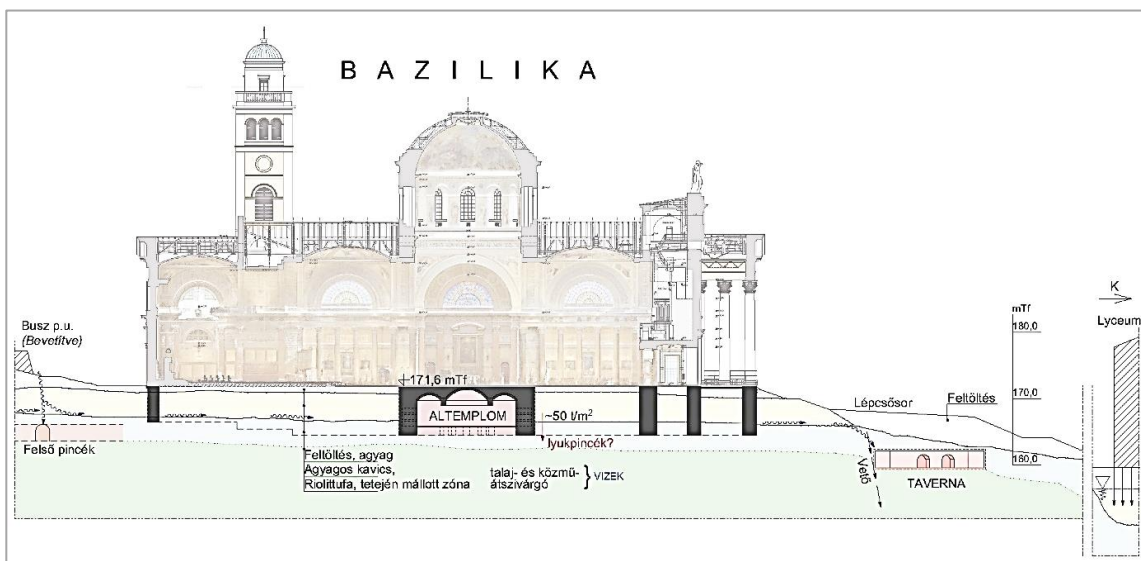
Lajosvárostól a Ráchegyig húzódó Riss jégkorszaki terasz szélén húzódó 300-500 m széles sávban, a középső miocén (bádeni) korú, 15 millió évvel ezelőtti vulkanizmusból (Hámor 1985) származó riódacit tufába (Lajosvárosnál terasz kavicsba) vájt, néhol egymásba szakadt, több generációs pincerendszer található, így a történelmi egyházi centrum környezetében is (1. ábra és Kleb 1972, 1978). A paleogeomorfológiai képlethez igazodva, itt haladt a középkori városfal, keresztezve a későbbi Bazilika területét.

A 2. ábra szerint a Bazilikát a riolit tufa tetejébe alapozták 50 t/m² közeli terheléssel, ami kielégíti a felső mállott zóna tömbszilárdságát, de előfordulhat, hogy a tufa tetején szivárgó agresszív szennyvizek utólagosan lokálisan lerontották a tufa felszín szilárdságát. A szűkös geomorfológiai adottságokhoz igazodva, a Bazilika fő tömegének alapozása nagyon szakszerűen lett kitzúve.

Az 1960-70-es években végzett pincefeltárások alapján, az érseki pincerendszer bejárható része ugyan nem ér be a Bazilika fő tömege alá (1. ábra), de a terasz peremi adottságok és a történelmi viszonyok alapján nem lehet kizárni, hogy a műemlék keleti része alatt is voltak középkori, ún. lyukpincék, amire utal is az „Eger múltja a jelenben” c. (Kleb 1978) monográfia 19. ábrája.



1. ábra. Bazilika fejlesztési és pincehálózati helyszín vázlat (Hadas Kft. 2018 és Kleb 1978 nyomán)
 Figure 1. Site sketch of the Basilica development and cellar network (based on Hadas Kft. 2018 and Kleb 1978)



2. ábra. A teheresülő geológiai rétegződés feltételezett képe (Hadas Kft. 2018, Kleb 1978, Schréter 1913a nyomán)
 Figure 2. Assumed strata of the load-bearing geological stratification (based on Hadas Kft. 2018, Kleb 1978, Schréter 1913a)

Hidrogeológiai veszélyeztetettség

Az itteni pincék elvizesedése évszázadok óta probléma, mivel a felső kavicsréteg vize a csapadék, a csatornázások előtti háztáji szikkasztások, öntözések és a későbbi vízi közműhálózati hibák beszivárgásaiból táplálkozva folyamatosan szivárog a mai völgytalpi kavicsréteg felé, a Bazilika (171,6 mBf.) és járulékos építményei alatt (2. ábra). A pincékben fakadó vizeket csatornarendszerrel próbálták elvezetni. Feltételezhető, hogy az első középkori építkezések idején itt még domblábi források is fakadtak.

Megjegyzendő, hogy a pincevizek csapadék, ivóvíz hálózati vagy szennyvízcsatorna-eredetű származása kémiai és biológiai vizsgálatokkal jól kimutatható (Szlabóczky 2011). Például a rövid idejű csapadékeredetű pincevizek összes oldott sótartalmát jelző fajlagos elektromos vezetőképesség 300 $\mu\text{S}/\text{cm}$ körüli, az ivóvízszállító nyomóvezetékéből származó karsztvízé 500-600 $\mu\text{S}/\text{cm}$, a közeli szennyvízszivárgásból származó pincevízben pedig 800-1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ feletti. Oldott szervesanyag tartalmat jelző „perszulfátos” kémiai oxigén igény közeli csapadékvíz szivárgásból 1,5 mg/l alatti, vízhálózatból 2-3 mg/l, szennyvízeknél 10-es nagyságrendű. Coli szám tiszta víznél 0-2 i/cm³, szennyezett vizekben 10-100 i/cm³ feletti. Riolitufában több hetes, hónapos átszivárgási idővel, a nátrium és szulfát tartalom emelkedése jellemző. Különleges történelmi vízepítési mű, a Bazilikától nem messze feljebb, a felsőtárkányi forráscsoporttól az egykori Dohánygyárhoz vezető, XIX. századvégi zárt szelvényű téglacsatorna (Szlabóczky 1984), amely hasznosításának megszűnése utáni vízvezetési állapota kérdéses.

Az 1978-ban kiadott Kleb-féle egri pince monográfia a belvárosi pince elöntéseknél a vízi közmű hibákat helyezi előtérbe.

Ellenőrzésül a következő nagyságrendi számításos becslés végezhető. Egy lejtő irányú 100 m széles sávban, a 160-200 mBf szintvonalak közötti Agárdi-hegy felé húzódó, túlnyomóan belterületi 1,5 km-es pászta – 30%-os beépítettségű, burkolatlan csapadék beszivárgásos felszínen – sokévi átlagos 50-100 mm beszivárgással számoltunk. Az ebből adódó fajlagos talajvízhozam egy pincékkel átjárt, 100 m széles sávban:

$$1500 \times 100 \times (0,05 - 0,1) = 7500 - 15000 \text{ m}^3/\text{év} = 20,5 - 41 \text{ m}^3/\text{nap} = 14 - 28 \text{ liter/perc.}$$

Így egy-egy pincére csak „liter/perc” nagyságrendű talajvízhozam jutna. Ezért, az ettől esetenként nagyságrendileg nagyobb pincevíz folyások eredeténél valóban fennáll a vízi közműből származó szivárgások alapos gyanúja. Az 1980-90-es évek előtt lefektetett eternit, majd PVC ivóvíz nyomóvezetékek hálózati vesztesége hegy-dombvidéki környezetben néha megközelíti az 50%-ot is. A régi tokos, betoncsöves vagy szimplex kötésű eternit szennyvíz- és csapadék-csatornákból is sokszor észleltünk káros szivárgásokat, alapincézett területeken, részben a csomóponti, vagy ejtő aknák talprepedései miatt. (Pécs, Szentendre, Budafok, Miskolc).

Az előbbi szituáció miatt szó szerint alapvetően szükséges, hogy a kiépített földalatti vízvezető rendszer működését vízhozammérő szelvényekkel folyamatosan ellenőrizzék, az időszakos hordalék mentesítéssel jó állapotban tartsák, ha szükséges szivárgókkal, távjelzéses ellenőrző aknákkal és lejtő irányba telepített vízszint, vízminőség észlelő kútsorral. Ugyanis a szivárgások nyomán üregelődéssel kell számolnunk, amit a most bejárt pincerendszer talpán észlelt, az 1970-es években épített falazat mögül visszaszivárgott nagy mennyiségű bentonitos homokzagy bizonyít. Ez származhat falazás mögötti tömedékelésből, injektálásból, mállott tufa felületekből, esetleg a fedő kavicsrétegbeli iszapfrakció szuffóziós kimosódásából (Kézdi 1975). A látottak alapján a szivárgó vízből a pincerendszerben kiüledett iszap mennyisége 5-10 m³-re becsülhető, ami jelzi az ezzel összefüggő üregelődés nagyságrendjét.

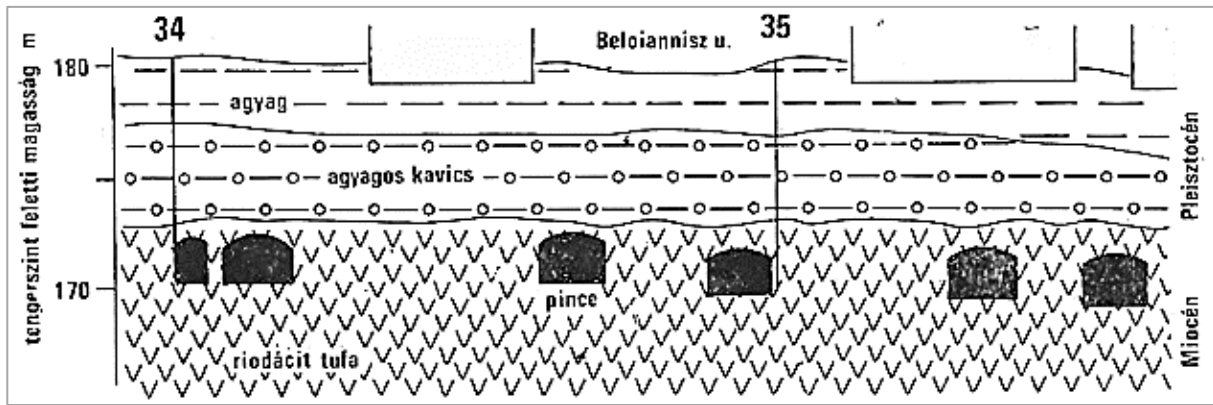
A Bazilika környezete alatti, többnyire ma már használaton kívüli pincehálózat mélyebb járatait Bibó-3-as szivattyúval folyamatosan, ill. időszakosan víztelenítik. (A felújítási víztelenítéseknel is előfordultak 1000 l/p nagyságrendű hozamok.) A pincetéri, méteres nagyságrendű szivattyús vízszint leszívások majd szüneteltetések miatti vízszintingadozás veszélyeztetheti a külszíni építményeket. Fontos, hogy a műveletről folyamatos üzemidő naplót vezessenek, havonkénti hozammérés alapján összegzett szivattyúzott víztérfogat adatokkal, a szivattyú havi elektromos energia fogyasztásával.

A bejárt pincerendszer nyugati, dombtető felőli falszakaszain néhány helyen folyamatos vízbeszivárgásból keletkező mészbeton („cseppkövesedés”) látható. Egy falbontáson keresztül bejárt magasabb hátsó traktusban, az egykori vizesblokknál látható recens gombásodás és mennyezeti lágy „cseppkövesedés” okozója szennyvíz beszivárgás lehet, analógiák alapján (Szentendre, Budafok). Ezek a jelenségek Kleb Béla (1978) könyvében is szerepelnek.

Fölmerül még az a kérdés, hogy a terasz kavics réteget 40-50 m hosszúságokkal keresztező alapfalak nem duzzasztják-e vissza a talajvizet, és ha az építkezéskor előfordult, hogyan kezelték ezt: vízátvezető nyílásokkal, esetleg drénnel, csatornával.

Következtetések

A pincejáratokat magába foglaló tufa szilárdsági paraméterei laboratóriumi mintavizsgálatok szerint, tartós vízátzivárgás hatására, átlagosan 80%-al csökkennek (Fodor és Kleb 1986). Ebből következik, hogy egy eredetileg száraz pinceüreg kőzetmechanikai állékonysági biztonsági tényezője 2-3-ról tartós átázás nyomán 1 alá csökken, tehát az átázott pince kőzetköpenye beszakadozik. Ez még inkább igaz a tömbszilárdságot rontó, eredetileg is töredezett, vékony pincekörüli kőzetköpeny esetén. Az egri pincemonográfiában szereplő, a felső terasz pince rendszerét keresztező földtani szelvény alapján (3. ábra) a pincék mennyezete fölötti tufa réteg vastagság csupán 1-2 m, holott a repedezettség, mállottság miatt általában 2-4 m volna biztonságos. Ezért szakadoztak be a pincék, elősegítve a további csapadék és vízműves beszivárgást, elöntéseket.



3. ábra. Felső pincesor haránt szelvény (Kleb 1978 nyomán)
Figure 3. Top cellar row, transverse section (based on Kleb 1978)

A Bazilika szerkezetét segéderőként alátámasztó kőoszlopok burkolati táskásodásának (alsó harmadban láthatóan domináns hámlásának) oka lehet a teherviselő riolit tufa kváderek rugalmas alak-, valamint hőtechnikai változása, amit a rideg vékony oszlopburkolat eltérő fizikai paramétereivel nem tud követni. A többméteres szivattyúzásos talajvízszint ingadoztatás depressziós tölcse is okozhat alaptesti és felépítményi rugalmas (törésmentes) feszültség változásokat, de még az orgona zengés longitudinális lég hullámainak hatása sem zárható ki. Eger közepes erősségű földrengési zónába esik (Schréter 1925). Mindezek esetleges hatásáról akusztikus mérésekkel, számítással lehetne meggyőződni.

Eger földrengés veszélyeztetettségét, a Kárpát-medencét az Adriától északkeleti irányba átszelő nagyszerkezeti zóna északi oldalán húzó, ősi afrikai földkéreg lemez szakadt darabjának máig tartó északkeleties mozgása okozza. Itt napjainkban is gyakoriak a földrengések Zág-rábtól a Hernád völgyéig (pl. a 2021. januári horvátországi földrengés). A lemez lassú, évszázadonként méteres nagyságrendű, északkeleti irányú mozgása miatt Eger-Miskolc térségében az évezredes endogén térszín emelkedés 1-2 méter. A lassú emelkedés miatti kőzetfeszültség halmozódása, majd robbanásai váltják ki a Magyar-középhegység környezetében évtizedes-évszázados gyakorisággal érzékelhető földrengéseket.

Rövid bejárásunk során geotechnikai eredetű szerkezeti repedést sem a Bazilika falán, sem a pincerendszerben nem láttunk. A Bazilika padlózatán ugyan láthatók régebbi vagy újabb kisebb repedések, egyenetlenségek, de ezeket az utólagos ágyazati tömörödés is okozhatta. Kérdéses, hogy a „túlméretezett” (esetleg megsüllyedt) pincetéri vasbeton alátámasztások, beton bányaidomkő falazatok felett (között) milyen teherbírású antropogén rétegek, vagy természetes kőzetek települnek az építményi alapozások alatt, és nincs-e szivárgásos üregelődés.

A Bazilika környezetének geotechnikai vizsgálatához fontos információk nyerhetők az 1970-es évek első felében készült Eger város Építésföldtani Atlaszából (Kleb 1986). A Bazilika fölépcsője alatt több méter vastagságú antropogén laza törmelék borítja a riolit tufát.

Az egri pincerendszer keletkezése visszanyúl a kőkorszakba, de a török hódoltság előtti időkben már szolgálta a borászatot. A ma is bejárható pincék legintenzívebb

kivájsi időszaka a XVIII. század. A múlt század közepére erősen leromlott évszázados pincerendszer, valamint a város részletes építésföldtani vizsgálatát Zámori Ferenc, az Eger Városi Tanács VB. Műszaki Osztály főmérnöke kezdeményezte az 1960-as években. A pincerendszer rekonstrukciójának szakmai előkészítése az 1960-as évek végén indult, a Földmérő és Talajvizsgáló Vállalat geológusainak, mérnökeinek irányításával (dr. Scheuer Gyula, Liptai Edit, dr. Nagy János, Géruusz Miklós stb.), majd dr. Kleb Béla geológus, a Budapesti Műszaki Egyetem későbbi Mérnökgeológiai Tanszék vezetőjének rendkívül körültekintő közreműködésével, amit az 1978-ban kiadott „Eger múltja a jelenben” című nagyszerű könyv (Kleb 1978) örökölt meg nagyszámú ábrával, fényképpel, levéltári iratokkal dokumentálva. A feltárt pincék stabilizálását, víztelepítését az 1970-es évek közepétől végezték bányabiztosítási módszerekkel (Bányászati Aknamélyítő Vállalat, Nógrádi Szénbányák, Dorogi Szénbányák, és a bezárt egercsehi bánya dolgozóiból alakult helyi vállalkozás.) A kutatások geofizikai részét az Eötvös Lóránd Geofizikai Intézet (Ráner Géza) és a Nehézipari Műszaki Egyetem (Gyulai Ákos) végezte, a Központi Földtani Hivatal (Kárpáti István), Magyar Állami Földtani Intézet Északmagyarországi Területi Szolgálat (Kéri János) és a Heves megyei Tanács Tervező Iroda bányageológus-talajmechanikus mérnökének (Lénárd Miklós) közreműködésével. A felsorolotton kívül további tucatnyi helyi és fővárosi szakember segítette a fenti könyv szerzőjének munkáját. Jelen tanulmány szerzője, a felsorolt személyekhez kötődő jó szakmai kapcsolatai révén, az 1970-es évekbeli Eger-térségi hidrogeológiai munkái során a folyamatban lévő pince feltárásokat többször megtekinthette, konzultálva a műveletek irányítóival. Mára élő szakmai élménye volt, a Bazilika előtti Taverna borozó tönkrement pincéjének nyitott munkagödre: a mállott, áthalmazott tufa felszínnel, vetővel.

BÉLHÁROMKÚTI APÁTSÁG

A források, kutak története

Bélapátfalva határában, az 500 m-rel kiemelkedő Bükk-fennsík nyúlványát képező, Bél (Bál?) nemzetség nevét viselő Bélkő alatti, erodálódott geomorfológiai teraszcsonton található (2. fénykép) 40 × 30 m-es kereszt alaprajzú, 20 m magas ciszterci apátsági templom és lebontott 35 × 35 m-es kolostor alapfalai a XIII. század elején épültek, a francia ciszterci rend előírásai szerint (Buzás és Tóth 2016).



2. fénykép. Bélkő és a Monostor
(Fénykép: dr. Szlabóczky Pálné, 1930-as évek)
Picture 2. Bélkő and the Abbey
(Photo: dr. Pálné Szlabóczky, 1930s)

A helyszín eredeti nevének közepe, a földtörténeti középkorú (Triász) mészkő vonulattól tektonikusan elszakadt tömbből, ÉÉK-DDNy csapásirány mentén fakadó karsztvíz forrásoktól ered, amelyek a térség ivóvíz ellátását maig szolgálják (4. ábra és Schréter 1913b, 1954; Ferencz 1954, 1956; Schmidt és társai 1962). A források fennsíki karsztvíz felüli táplálását, a bélkői kőbányában látható északias irányú közettörések biztosítják (Szlabóczky 1975, 1978). Közvetlenül a kolostor hegylábi szélé mellett fakadó Mária-forrás

túlfolyása (kb. 375,5 mBf) be van vezetve a kolostor egyik cellájában mélyített turista ivóvíz medencébe, ahonnan az elvezető cső áthalad az egykori kútházon, a műemléki terület feljárati támfala alatt lévő kifolyásig. A Salátás-forrás (vízfakadás: kb. 379 mBf) vízfoglaló aknája az Apátságtól 70 m-re, a Bélkő felé található. A harmadik, Névtelen-forrás (vízfakadás: kb. 382 mBf) hasznosítását szolgáló K-7. jelű kutat 100 m-rel feljebb fúrták az 1970-es évek közepén (szivattyús üzemi vízszint: kb. 385 mBf). A három forrás, illetve fúrt kút a térség jelentős ivóvíz bázisa, amely vízminőség védelmét és termelési kapacitását biztosító védőterületi tervet a Smaragd GSH Kft. készítette el 2004-ben az üzemeltető ÉRV megbízásából (Gondárné Sőregi és társai 2004, Háromkő Bt. 2004). A meglévő kutak, fúrások korszerű numerikus matematikai modellezéssel meghatározott védőövezetének hatósági értékelése tudomásunk szerint folyamatban van, a műemléki fejlesztési tervek miatt. A három forrás együttes hozama 500 l/p körüli.

A források mai fakadási helye a lejtő törmelék lábánál található, de eredetileg a történelmi, és még inkább a negyedidőszaki földtörténeti időkben magasabban, a karsztvizet szállító mészkő pereméhez közelebb lehetett. Ennek értékeléséhez foglalkozunk a következőkben a nagyobb környezet mélyföldtani képével (1. táblázat) valamint a geográfiai és geológiai fejlődés történetével is.

1. táblázat. Az apátsági morfológiai terasz geológiai rétegsora (Források: Schréter 1950, Aujeszky és társai 1977, Vásárhelyi 2016, Koleszár 2020, Háromkő Bt. 2020, Less és társai 2002)

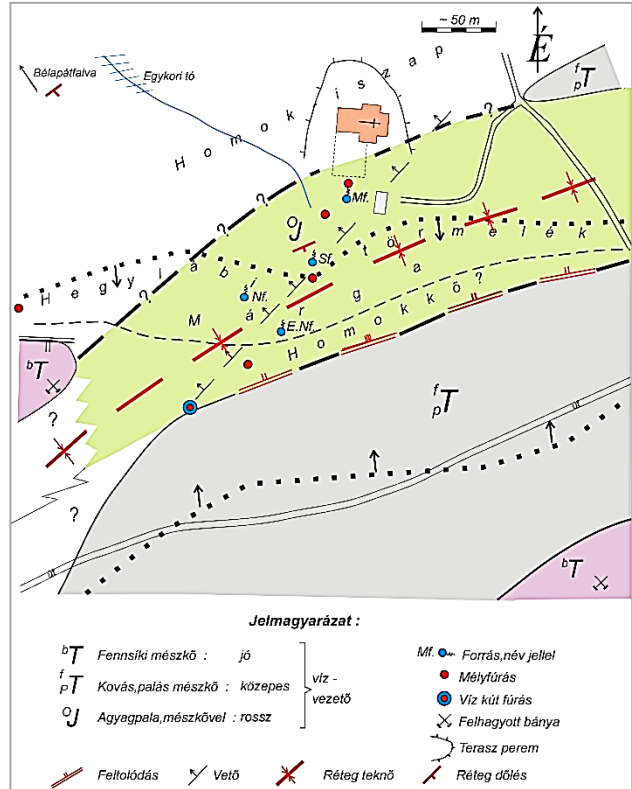
Table 1. The geological strata of the morphological terrace of the abbey (Sources: Schréter 1950, Aujeszky et al. 1977, Vásárhelyi 2016, Koleszár 2020, Háromkő Bt. 2020, Less et al. 2002)

Kor	Kőzetréteg neve	Vastagság (m)	Kutatás szerzőnél	Talajfizikai	Geofizikai	Keletkezés
				paraméterek		
XII – XX. század	FELTÖLTÉS, barna téglatörmeléken, réteges	0,5 - 2,5	V: 1,2,3,4 F K: 1 F H: 1, 2 szlv	W: 11-23 % I _p : 10 % I _c : 0,85-0,62	150 Ωm (50-300)	Építés, rombolás, edénygyár
Pleisztocén	HOMOK, szürkés sárga, barna, kavicsos, köves iszapos	2,9 - 4,0	V: 1, 4 F H: 1, 2 szlv	g: 20 kN/m ³ u: 65-196	140 Ωm (55-323)	Háttér erózió lerakódása
	MÉSZKŐ, szürke, mállott forrásvízi	4 - 5	S: III/2, 4 F			Risskori forrásvízből
	AGYAG, barna kavicsos, köves, iszapos	2,1 – 5 (10)	V: 4 F H: 2 szlv A: III/1-7 F	W: 22 % I _p : 16-30 % I _c : 0,5-0,9	16 Ωm (10-24)	Riss völgytalp, ill. lejtő alja
Miocén	ISZAP, szürke homokos, ill. homoklencse betelepüléssel	4 - 8	V: 4 F H: 1szlv ill. 2.szlv	W: 25-29% I _p : 13 % I _c : 0,45	11 Ωm (10-13) ill. 42-67	Sekélyesedő tengeri öblözet
	MÁRGA, tufa, homok, szén csík közbetelepülésekkel	150 -	A: III/2,4 F Sch		5 – 10 Ωm	Mélyebb tengeri üledék
	HOMOKKŐ	40	A: III/1 Sch			Kezdeti tenger előnyomulás
	KAVICS	2 - 3	A: III/1 Sch			Szárazulati, tengerparti
Jura	AGYAGPALA, kovás palás mészkővel, fekete	50 - 60	A: III/1, 5			Sekély óceáni üledékek
Triász	MÉSZKŐ, tűzköves, palás sötétszürke	20-50 m	A: III/5 Monosb. f.			Mélyülő óceán, posztvulkánok
	MÉSZKŐ, szürkésfehér karsztjáratos	500-800?	L: szlv. -ek			Mélyebb óceáni üledékek

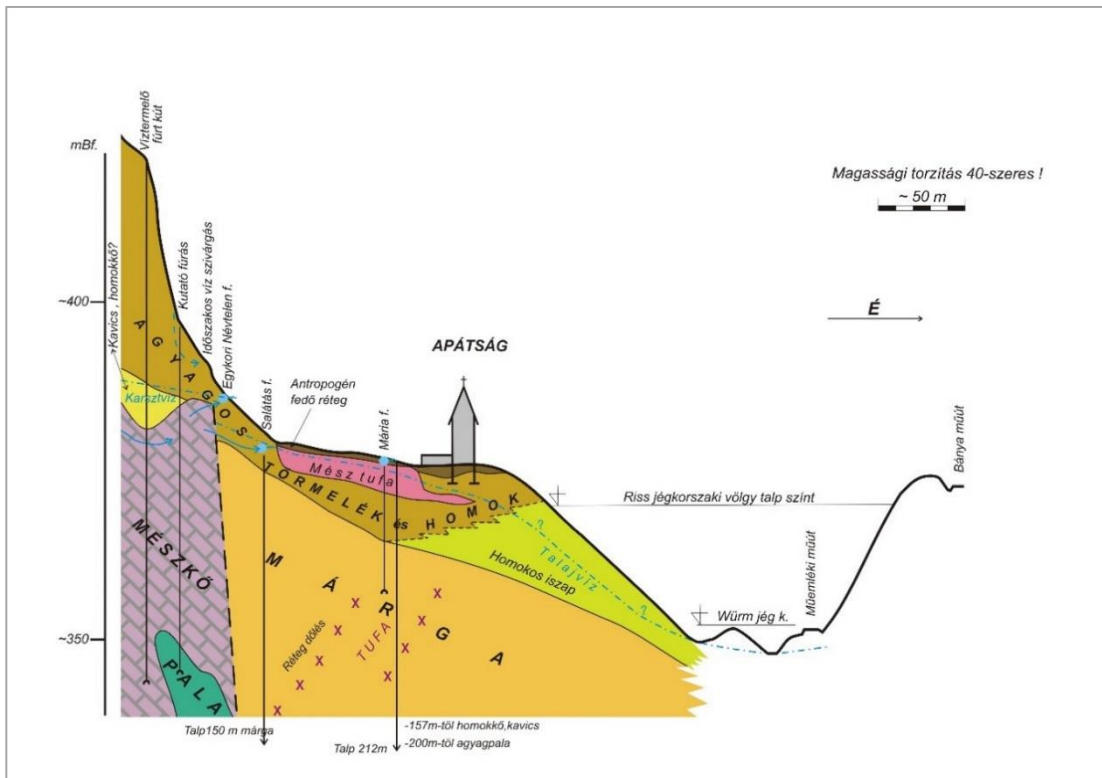
Jelmagyarázat: F: fúrás; szlv: szelvény; **Sch**: Schréter 1950; **A**: Aujeszky és társai. 1977; **V**: Vásárhelyi 2016; **K**: Koleszár 2020; **H**: Háromkő Bt. 2020; **L**: Less és társai 2002.

A forrásvonaltól, így az apátság műemlék alatt is, az 5-10 méternyi negyedidőszaki törmelékes, iszapos és antropogén fedőréteg alatt, 100-150 m vastagságúra becsülhető alsó miocén korú vízzáró agyagmárgás sekély tengeri képződmény települ a bükk alapkőzetre (Schréter 1950, Balogh 1964), ami küszöbként duzzasztja vissza a források karsztvizét. A mai forrásfoglalások helye akár 10 méterekkel is eltérhet az eredeti középkortól. Építéstörténeti ismereteink alapján (Cartographia 2003, Hadas Kft. 2020) az alábbi időszakokban történhetek kútáthelyezéssel járó forrásfoglalási munkák, mivel a források nem közvetlenül a karsztvíz szállító mészkőből, hanem azt takaró törmelékből és a morfológiai teraszt formázó forrásvízi „mésztufából” fakadnak (4. és 5. ábra):

- a XIII. sz. elején elkezdett román stílusú építkezéskor,
- a tatárjárás után folytatódó, már gótikus stílusú befejezéskor,
- a XIII./XIV. sz. fordulóján, Kun László seregeinek rombolása után,
- a XVII. sz-i adományozások során,
- a XVIII. sz. közepi nagyléptékű felújításkor (csak a Mária forrás),
- az 1830-as években a kőedénygyár telepítésekor, az elbontott Kolostor helyére (valószínűleg már a Salátás forrásnál is),
- az 1908-ban kezdődött régi cementgyár, mészkőbánya és lakótelep létesítésekor,
- az 1950-es évek eleji nagyarányú mészkőbánya, cementgyár és lakótelepi fejlesztéseknél,
- az 1970-es évek közepén, az új cementgyár és járulékos létesítményeinek telepítésekor (Névtelen-forrási fűrt kút), tehát összesen 6-9 alkalommal.



4. ábra. Áttekintő geológiai térképvázlat (Schréter 1954, Balogh 1964, Csontos 1988, Less és társai 2002 nyomán) (Forrásjelek: ENf: eredeti Névtelen-, Nf: Névtelen-, Sf: Spring Salátás, Mf: Mária-forrás)
 Figure 4. Overviewing geological map sketch (based on Schréter 1954, Balogh 1964, Csontos 1988, Less et al. 2002) (Springs: ENf: original Nameless; Nf: Nameless; Sf: Spring Salátás, Mf: Spring Mária)



5. ábra. Átnézetes elvi geológiai szelvény (Aujeszky és társai 1977, Less és társai 2002 nyomán)
 Figure 5. Transparent conceptual geological profile (based on Aujeszky et al. 1977, Less et al. 2002)

Ráadásul a területet évszázadok óta jelentős eróziós árkok szabdalják. Ez jól követhető a XVIII., XIX. és a XX. századokban készült térképeken. Első közelítésben kétszáz év alatt az apátsági geomorfológiai terasz körüli időszakos vízszállítási árkok a kelet-nyugati hegylábi orientációból, dél-északi lejtő irányúvá változtak, amit a nagyobb térség kincstári, egyházi és uradalmi iparosodásából eredő intenzív erdőirtás okozhatott. Az itt átmenő útvonal helye is jelentősen változott: még a XVIII. századvégi térképen az Apátság nyugati oldala közelében kanyarog, a XIX. században közvetlenül a keleti oldalon feltöltött vízmosáson, a XX. században még keletebbre a mai helyén. Ennek oka már a terület ipari hasznosítása: kőedény gyár, majd a több lépésben növekvő mészkő, valamint agyagpala (Vannarédi) bányászat, és természetesen az árokrendszer előbbi átrendeződései.

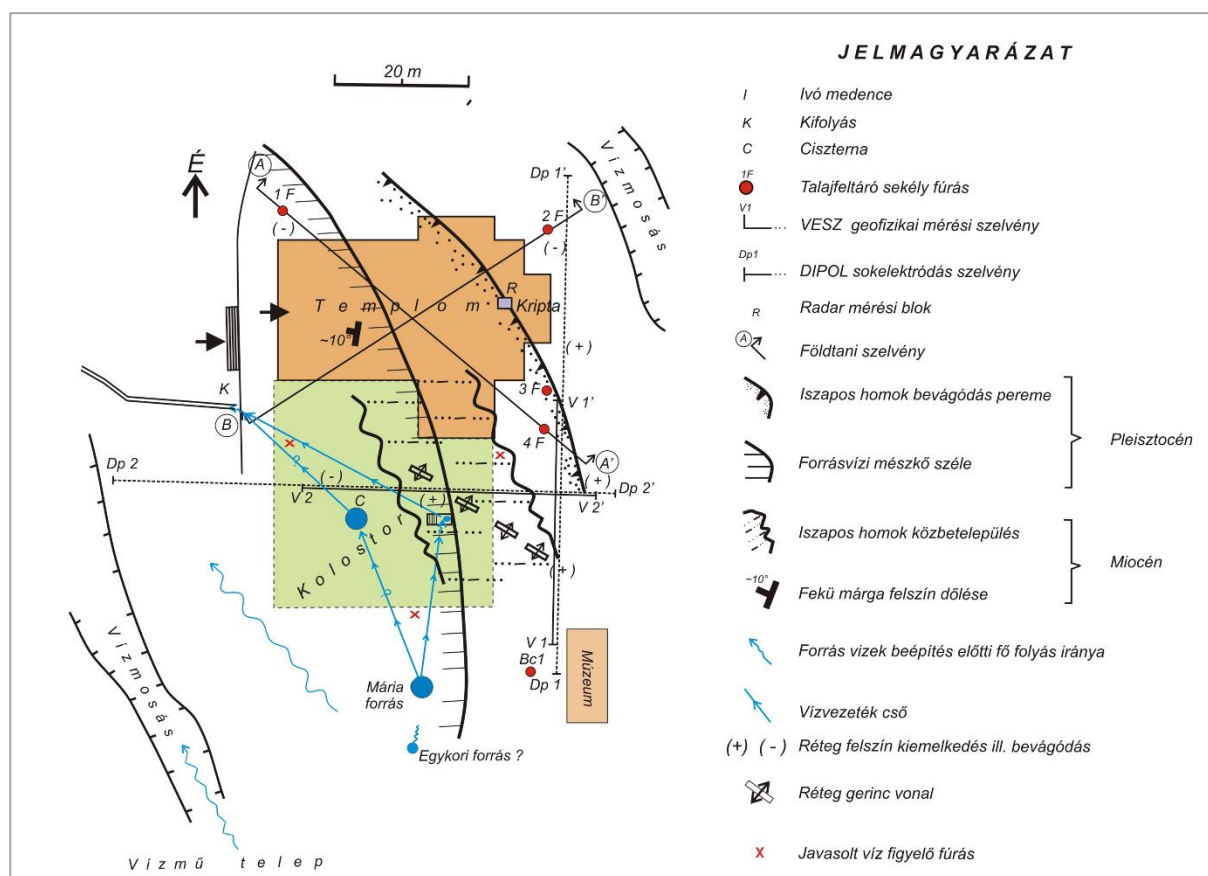
A Névtelen-forrás eredeti helye így jóval magasabban, az egy-két évszázadon belül bevágódott későbbi árok vonalán lehetett. A lineáris eróziós árkok csonkították a műemléki környezetet, így az árkok alsóbb szakaszai műemléki tárgyakat rejthetnek. A „három kút” eredeti helyének

és fakadási szintjének rekonstrukcióját nehezíti a rendelkezésre álló szintvonalas, illetve pontszerű tervezői magassági adatok közötti méteres nagyságrendű eltérés, ezért egy régészeti hely azonosító kutatáshoz geodéziai és geofizikai mérések szükségesek.

A forrásrendszer kutatástörténete megtalálható *Ferencz Károly (1954, 1956)*, *Schréter Zoltán (1954)*, *Schmidt Elégius Róbert (1962)* publikációiban, továbbá *Szlabóczky P. (OFKfV) Horváth Jenő (BCM) főmérnökkel*, *Ferenc Béla* kéziratának felhasználásával végzett 1972. márciusi, majd *Németh Lászlókkal (MÉLYÉPTErv)* történt vízellátási célú bejárások napló bejegyzéseiben, és végül, de nem utolsó sorban: *Aujeszký és társai (1977)* és összefoglaló, további szakirodalmat is tartalmazó tanulmányában.

Mérnökgeológiai felépítés

A templom és kolostor környezetének sekély mélységű geológiai rétegsorát a régebbi vízkutató fúrások (*Aujeszký és társai 1977*), a mostani felújításhoz készült talajvizsgáló fúrások (*Vásárhelyi 2016, Koleszár 2020*) és a geofizikai mérések (*Háromkő Bt. 2004, 2020*) alapján az 1. táblázat foglalja össze, a 6. és 7. ábrák mutatják be.



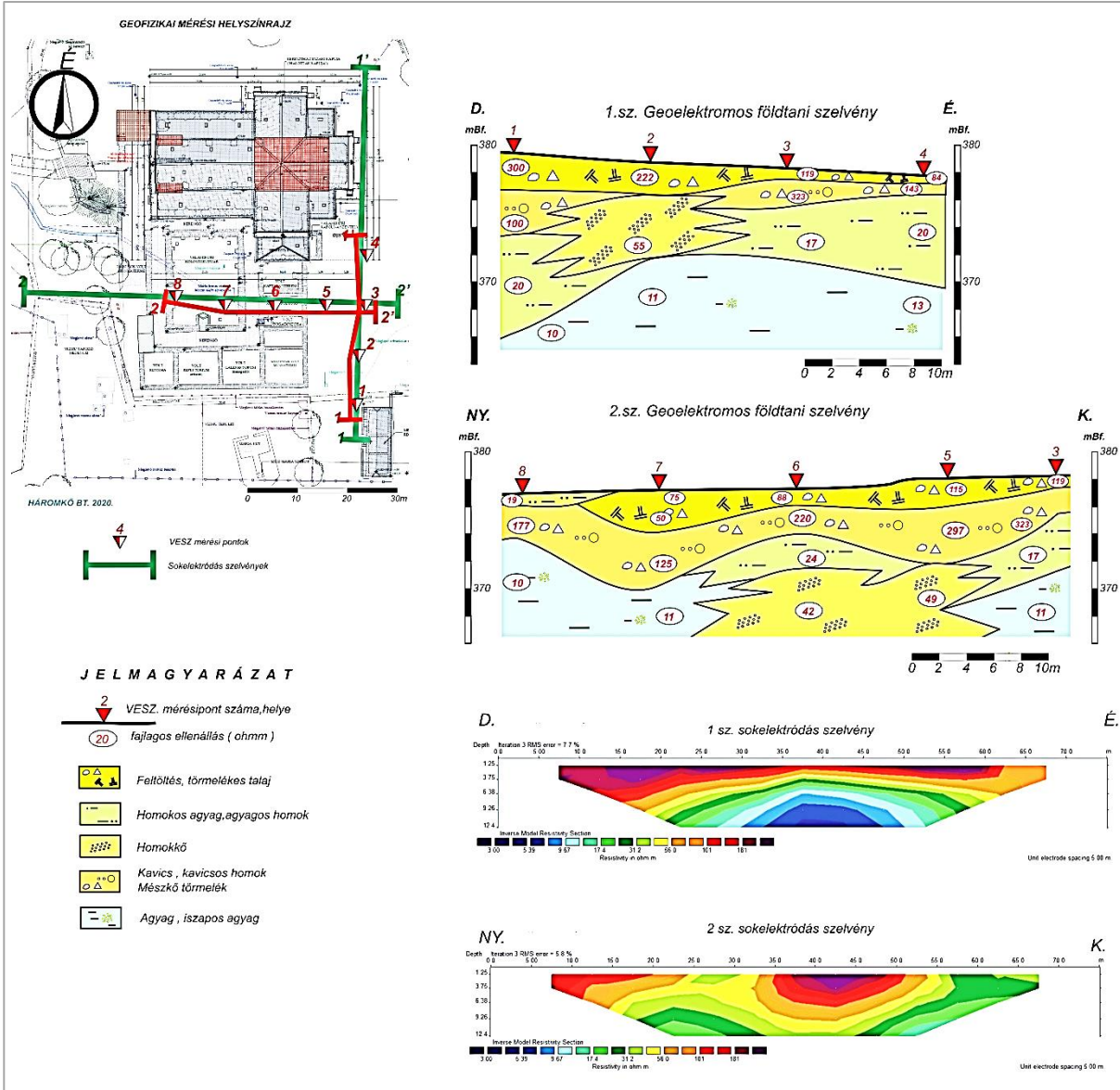
6. ábra. Kutatási helyszínrajz (Vásárhelyi 2016, Koleszár 2020, Háromkő Bt. 2020 nyomán)
Figure 6. Research site plan (based on Vásárhelyi 2016, Koleszár 2020, Háromkő Bt. 2020)

A feltöltés fedőréteg a templomon belül – radar mérések alapján – három szintre tagolódik. A felső, kb. 0,3 m vastag réteg nagy valószínűséggel a padlózat. Alatta egy kb. 0,5 m és egy 0,7 m vastag, eltérő frekvenciájú építési feltöltési réteg mutatkozik, amiből az alsó az első építkezés tereprendezése, a középső a későbbi rombolások maradványa le-

het. A templom és kolostor melletti feltöltés túlnyomó része téglatörmelék, változó iszap tartalmú antropogén réteg, amely a kőedény gyár működéséhez, majd elbontásához kötődik. Így ezek az antropogén rétegek a XIII. századtól a XX. század elejéig keletkeztek, amin a közeli évtizedek turisztikai célú tereprendezései már alig változtattak.

Az eredeti természetes fedőréteg fiatalabb tagja, a rétegszelvény alapján olyan negyedidőszaki, Riss jégkorszaki völgytalpi szürkessárga, illetve barna köves-kavicsos iszapos homok, ami az akkori vízgyűjtőn található sekély tengeri miocén homok, magasabb helyzetű kibúvásának eróziós letarolásából eredő, egykori völgytalpi lerakódás (5.ábra). A magas iszaptartalmat a térfogatsűrűség

(2 t/m^3) és a szemeloszlási együttható ($U = 65-196$) értékek igazolják. Az előbbi réteget „átkaroló” iszapos agyag konzisztenciája dupla értékekkel változik, a plasztikus és a konzisztencia indexek miatt. E két réteg határának bevágódásos jellegét, a radar mérésekből készített blokk-diagramon 3-4 méter mélységben látható „sárga” frekvencia felület is jelzi (7. ábra).



7. ábra. Geofizikai szelvények (Háromkő Bt. 2020 nyomán)
Figure 7. Geophysical sections (based on Háromkő Bt. 2020)

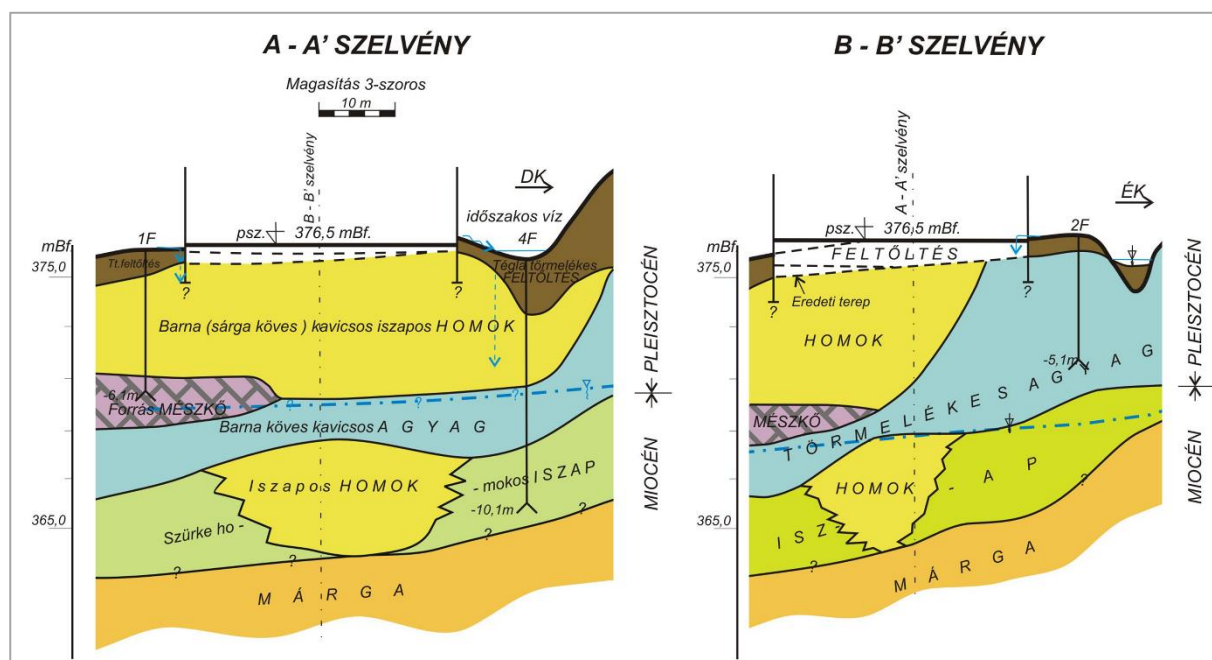
Az 1. számú talajfeltáró fúrás talpán kapott szürke mállott mészkő nagy valószínűséggel kb. a 150 000 éves, kaszkados formációjú forrásvízi mészkő, amit az 1970-es évekbeli kutatások a forrásoknál kimutattak. Ez a Riss jégkori völgytalp szintjén keletkezett, hasonlóan a Szalajka-völgyi, lillafüredi és diósgyőri képződményekhez. A morfológiai terasz fedőrétegével azonos földtani korú a források feletti lejtőtörmelék, amely alaprége a mészkő szirtek jégkorszaki felaprózódásából ered, de itt is megtalálható az emberi tevékenységből származó hegylábi törmelékzóna, a múlt évszázadok felszíni építőkö bányászatának gödreivel, halmaival.

A fentiekől több mint 10 millió évvel idősebb miocén korú tengerparti vagy sekélytengeri képződmények közül a kutatási területen mélyült 4. jelű fúrás érte el a szürke homokos iszapot, ami a 15-20 m behatolási mélységű geoelektromos szelvény alján is megjelenik (7. ábra) egy 15-20 m széles, 5-7 m vastag, nagyobb ellenállású homok közbetelepüléssel, ami a réteg síkpart-öblözeti keletkezésére utal. Az alacsonyabb plasztikus index összhangban van a geoelektromos ellenállás csökkenésével. Az alacsonyabb konzisztencia index már talajvízszint alatti állapotot jelez.

A terület mérnökgeológiai alapkőzetének tekintendő márgára a vízkutató forrásokból és a geológiai fejlődéstörténeti ismeretekből következtethetünk, amit valószínűleg a településtől ÉNY-ra eső Cakodhegyi (Cakó dombi) téglá-, majd edénygyári bányagödrök tártak fel (Schréter 1913b). Földtani kora: Kárpáti emelet, kb. 17 millió év (Hámor 1985). A Mária-forrás előtt mélyült FTV-s fúrás rétegsora és Schréter Zoltán (1950), Balogh Kálmán (1964) térképezései nyomán, a márga alatt homokkő, majd vékony kavicsréteg települ az földtani középkori alaphegységet felépítő, 100 millió évnél idősebb agyagpalára, mészkőre. A miocén rétegek további elemzéséhez felhasználhatók az egykori belpátfalvi szénkutató fúrások archív dokumentációi (MBFSz. Országos Adattár). A negyedidőszaki képződményekkel eltakart idősebb alapkőzetek elterjedését, rétegyűrő-

dési, töredezési (tektonikai) elemeit vázlatosan foglalja össze a 4. ábra, a már felsorolt szerzőkön túl, Csontos L. (1988), Less Gy. és társai (2002) munkái nyomán. A mélyföldtani települési és fejlődéstörténeti viszonyok vázlatos megismerése a névadó források történeti rekonstrukciója és az apátsági környezet felújítási-fejlesztési műveleteinek geotechnikai biztonsága miatt indokolt, tekintettel a napjainkban is élő kéregmozgásokra, erózióra.

A felszínközeli teherviselő rétegek térbeli kifejlődésére a templom körüli talajfeltáró sekély fúrások, valamint a távolabbi, mélyebb vízkutató fúrások rétegsora alapján szerkesztett, de a geofizikai szelvények karakterét és a geológiai fejlődéstörténetet is figyelembe vett földtani szelvényekből következtethetünk (8. ábra).



8. ábra. Részletes földtani szelvények a 6. ábra szerinti vonalakon (Aujeszký és társai 1977, Vásárhelyi 2016, Háromkő Bt. 2020 nyomán)
Figure 8. Detailed geological sections along the lines on Figure 6 (based on Aujeszký et al. 1977, Vásárhelyi 2016, Háromkő Bt. 2020)

A két szelvény az építéstörténeti rekonstrukció miatt a templom alatt keresztelkedik. Mindkét szelvényen szembevető a feltöltés alatti homokrétteg beágyazódása a kavicsos agyagba, ami a háromszoros magassági torzítás alapján a valóságban egy 45°-os rejtőzködő lejtővel határolódik. A forrásvízi mészkő réteglencse az egykori vízfolyási sávban képződött, a szelvényünkbe csak a keleti szélé nyúlik be, lépcsős metszetével emlékeztet egykori kaszkádos formájára. A homok és forrásvízi mészkő feltételezett szélét a 6. ábra jelöli, +/- néhány méternyi pontossággal. Ezen szárazföldi, egykori völgytalpi (mai geomorfológiai terasz reliktum) rétegek alatt települő miocén korú sekély tengeri képződmények réteghatárának hullámosságát elsősorban a geofizikai szelvények támasztják alá, de így van ez mindenhol a Borsod-Hevesi szénmedence hegységperemi részein, a tenger visszahúzódási (regressziós) erózió és az ezt generáló lassú (mm/év nagyságrendű) epirogen hegység kiemelkedések ismétlődései miatt.

Az érdemi információt nyújtó 3+1 db sekély mélységű talajfeltáró fúrás és a két geoelektromos szelvény nem fedi le a műemléki környezetet, amint azt a szakvélemények is megjegyzik. Emiatt is a földtani és a geofizikai szelvények réteghatár mélységei általában 20%-kal eltérnek egymástól, és ez megfelel az ipari tapasztalatainknak. A geoelektromos szelvények elsősorban a rétegszerkektúra követésében jelentősek. Mivel a kőzet fajlagos elektromos vezetőképességét meghatározó finom szemű iszap- és agyagfrakciók, valamint a víztartalom az iszapos homokban és a kavicsos agyagban fészkesen azonos arányú, a két réteget egyes mérési pontokon (3. VESZ) nem lehet szétválasztani. A geofizikai mérés háromdimenziós, ún. feltér információt ad a fúrások egydimenziós mélységi tájékoztatásával szemben. A radarmérések régészeti szempontból fontos anomáliákat jeleztek (kripta, egykori vízvezetéki elemek).

A fentiekben ismertetett geológiai, közetréteg települési (litosztratigráfiai) kép kialakulásához vezető fejlődéstörténet stációi nagyon vázlatosan és egyszerűsítve a következők. A 100-200 millió éve, a földtani középkorban képződött Bükk-hegységi, uralkodóan sekély tengeri mészkő, pala, valamint metavulkanit közettömegek, a miocén kor közepén, kb. 15-20 millió évvel ezelőtti sziget-hegység-szerűen emelkedtek ki a tengeri világból, hasonló képet nyújtva a mai mediterrán partvidékekhez (*Pelikán és társai 2005*). A kiemelkedés során a mai fiúmei öbölhöz hasonlóan először kavics, majd homok rétegek rakódtak a mészköves aljzatra. A további tengerfenék süllyedés során 100-150 m vastag márgaösszlet képződött, a tengerszint oszcillációk és vulkáni produkciók homok és tufa rétegeinek közbetelepüléseivel. Néhány millió évvel később, a tenger visszahúzódása nyomán kialakult lapos, márgás parti zóna öblözeteibe rakódtak az akkori vízfolyások által szállított homokos, iszapos réteglencsék. Újabb évmilliók elteltével a kiemelkedő hegység és környezete már egyre inkább a maihoz hasonló szárazföldi képet nyújtotta a mészkő tömegek karsztosodásával, vízjárattóságával, ma is magasabb szintű forrásaival, majd a néhány 100 000 évvel ezelőtti jégkorszaki völgszintek bevágódásaival, amely „végterméke” a ma látható hegységperemi műemléki geomorfológiai terasz (*2.kép*).

A Bükk fennsík legutóbbi félmillió év alatti kiemelkedésének látványos példája a 900 mBf szinten megmaradt középső jégkorszaki hévízes forrásjárt: a Tarkói kőfülke. Erről a szintről süllyedtek 100-130 mBf-re a mai egeri melegvízes források. A 750 m-es süllyedés 600 000 év alatt kerekén évezredekénti méteres átlagot jelent. Mivel az intenzívebb vertikális hegységi, medenceperemi mozgások a földtörténeti időszakok kisebb hányada alatt történnek, az emelkedések, illetve a süllyedések mindenkori sebessége egy nagyságrenddel nagyobb volt, ami a másodlagos tektonikus kőzet töredezettségét generálta.

A kevés fűrási és geofizikai alapadat, valamint a földtörténeti folyamatok általános ismeretéből összeállított, néhol fantáziált vertikális földtani képből következő horizontális közzethatárokat a részletes helyszínrajz (6. ábra) ábrázolja.

GEOTECHNIKAI ÉSZREVÉTELEK

A 2019. évi őszi bejárásunkon megfigyeltük, hogy a templom oldali nemesfém bádoggal csapadék ejtőcsövek felszín alá vezető öntöttvas könyökelemei mellett feltűnően sok a felfutó falrepedés, lábazati korrózió és talajsüllyedés. Nyilvánvaló, hogy ezeket az öntöttvas perforációja miatti dugulások, szivárgások okozzák. Ezért az összes csatorna ejtőcső felszín alatti szakaszát alaposan meg kell vizsgálni. A sekély mélységű alapfal menti talajszintsüllyedések kizárása céljából, meszes, homokos agyag keverékből 1 m széles, 5%-kal kifelé lejtő, tömörített lábazati földjárda készítenő az építmény körül. Ez nem rontaná a történelmi látványt. A műemléki építményen látható, fiatalabbnak tűnő falazati-, pillér-, mennyezeti repedések és padlószüllyedések alapján a templom közepes geotechnikai stabilitásának ítéltető, figyelembe véve az altalaj-vizsgáló fűrások szelvényeit is. A statikai és építőanyag, közzetmechanikai állapotot a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem szakértői csoportja vizsgálja.

Az 1835-1927 között működött köedény gyár termelési hulladékával és az elbontás anyagával 0,6-2,2 m vastagon feltöltött téglatörmelék antropogén réteg alatti teherviselő réteg közepes teherbírású iszapos homok és törmelék agyag, ami vízszivárgásra érzékeny (*Vásárhelyi 2016*). Ezért javasolt 3 db 15 m mélységű vízszint figyelő kút telepítése (6. ábra) a Mária-forrás és a templom közötti vízszivárgások folyamatos észlelésére. Ez a folyamatban lévő vízbázis védelmi problémák tisztázásához is nélkülözhetetlen adatokkal szolgálna és a geológiai rétegsor ismeretének hiányait is pótolná a kolostor térségének rekonstrukciójához. A templom és a kolostor alatti mértékadó összefüggő talajvízszint a meglevő kevés adat alapján 371 mBf. körülire becsülhető néhány méteres évtizedes gyakoriságú ingadozással, de rendkívüli nagy csapadékok, hóolvadások, vagy vízműves szivárgások nyomán ettől magasabb lokális szivárgási zónák is kialakulhatnak.

A külső és belső szerkezeti repedések túlnyomóan nem süllyedési, hanem inkább billenési, esetleg földrendési eredetűek (1903-as, 1925-ös egeri földrendések; *Schréter 1925*). Felmerült még az 1950-80-as évek közötti nagy robbantásos közzetjövésztés hatása, de ennek kicsi a valószínűsége a hegyszerkezet közzetmechanikai felépítése és a morfológiai szintkülönbség miatt. Ezt egykori mise látogatók visszaemlékezései is igazolják. A fentiek alapján a csapadékvíz távortartás mellett valamilyen átfogó szerkezeti megerősítés is szükségesnek látszik. Vizsgálandó még a Mária-forrásból induló vízvezeték és műtárgyainak állapota. A templom DK-i sarkánál, az egykori árokbetöltést feltáró fűrásban ugyan a talajvízszint a padlószint alatt több mint 5 méterrel, a Mária-forrástól 8 m-rel mélyebben volt, de ez nem zárja ki a kolostor alapfalhálózata menti lokális, időszakos Mária-forrás felőli szivárgások veszélyét. Ugyanakkor a karsztforrások körüli túlfolyások és a felszíni építőkő bányászat miatt hepehupás hegylábi törmeléken könnyen átszivárgó időszakos lokális vizek is elérhetik a műemlék alapjait.

Nem kizárt, hogy a templom ÉNY-i sarkánál mélyült Vásárhelyi-féle fűrásban leírt 5,1-6,1 m közötti „szürke mállott mészkő” forrásvízi képződmény: „mésztufa”, amely alatt – földtörténeti ismereteink alapján – egy vékony terasz kavics réteg települhet. Ez kedvező a felújítandó műemlék alapszerkezeti stabilitása szempontjából. Ezért, ha a javasolt talajvíz figyelő fűrások mélyítésére kerülne sor, azok érzék el a miocén összlet (márga) tetejét.

A vízrajzi és morfológiai környezet alapján elképzelhető, hogy a közismerten szorgalmas és okos ciszterci szerzetesek teraszos öntözéses kertészkedést folytattak a templomtól északra eső platón és lejtőn (Salástást öntöző forrás).

A második katonai felmérés térképén (1819-1869) a völgybe lefutó két patakon hosszan elnyúló tavak láthatók, amelyek vize papírmalmot hajtott. Ezek egyikéből maradt vissza a Gyári-tó.

Megjegyzendő, hogy a XVIII. század közepétől a Bükk térségében nagy számmal létesítettek többfunkciójú, kisebb-nagyobb egyházi, kincstári és uradalmi tavakat. Régészeti tájrekonstrukciós szempontból érdekes lehet, hogy a ciszterci rend XIII. századi letelepülése idején a Békó

teteje, és így a természetes mészkő párkány abszolút magassága a maitól akár néhány méterrel is alacsonyabban lehetett. A geomorfológiai teraszt napjainkban lehatároló mély eróziós vízmosások - a hegyoldali erdő ipari célú kivágása nyomán - csupán egy-két évszázada keletkeztek, a hegylábi szaggatott felszínű törmelékréteg pedig ezt követően, a kőbányászat nyomán halmozódott fel. A tatárjárás-kori, maitól jóval csapadékosabb időszakban nagyobb vízhozamok folyhattak át a műemléki területen. A Bélkő jelenkori kiemelkedését a miocén rétegek hegységlábi vízszabillenése (4. és 5. ábrák), a peremi ősi völgyek, barlangok, forrásteraszok elnyíródása, a tarkői hidrotermális üreg és az egri melegvíz források földtörténeti kapcsolata is igazolja.

UTÓSZÓ

Mindkét munkánál szembesültünk azzal, hogy napjaink ipari mérnöki gyakorlatában nagy hiány mutatkozik vízépítő és geológus mérnökökben, még a „tovább szolgáló” kollégák is rendkívül leterheltek. Sajnos az ilyen irányú felsőfokú szakképzésekre napjainkban kevesen jelentkeznek, ami az 1980-90-es évek hamis és álságos műszaki – természettudományi – társadalmi felfogásának a következménye (vízlépcső, bányászat ellenesség...). Szerző a műszaki földtudományok és kutatástörténet műemlék-felújítási jelentőségére igyekezett rámutatni. Írását a sok mérnöki pályát fakasztó, 1950-ben Miskolcra elűzött egri ciszterci szerzetes matematika tanár, Kádár Imre emlékének ajánlja. A tanulmány technikai elkészítéséhez nélkülözhetetlen segítséget nyújtott Szlabóczy Pálné, Nagy Gábor, Kripkó László, Pataki Bálint, Czinder Balázs, de mindenképp köszönet illeti Rudolf Mihály DLA felelős tervező urat, hogy megtisztelte Szerzőt e két reprezentatív munkájában való közreműködéssel.

IRODALOMJEGYZÉK

Aujeszky G., Liptai E., Scheuer Gy. (1977). Az ÉNy-i Bükk vízföldtani viszonyai. Hidrológiai Közlemények **6-7**.

Balogh K. (1963). A Bükkhegység és környékének földtani térképe. MÁFI.

Balogh K. (1964). A Bükkhegység földtani képződményei. MÁFI Évk. 48.

Buzás Gy., Tóth E. (2016). Késő romantika és kora gótika. A kolostor. Magyar építészet. I.

Cartographia Kft. (2003). A Bükk. Turistaatlasz és útikönyv, településismertető. Második (javított) kiadás, Budapest.

Csontos L. (1988). Carte des structures du Massif du Bükk. Kézirat.

Ferencz K. (1954, 1956). Belpátfalvai Cementgyár. Szakvélemények, MÁFI Adattár.

Fodor T.-né, Kleb B. (1986). Magyarország mérnökgeológiai áttekintése. MÁFI Budapest.

Gondárné Sőregi K., Gondár K., Kun É. (2004). Üzemelő, sérülékeny földtani környezetben lévő ivóvíz bázisok biztonságba helyezése. Belpátfalva-Mónosbél ÉRV. Rt. IX. telep vízbázisának diagnosztikai vizsgálata. Biztonságba helyezési és biztonságban tartási terv. Jelentés. Smaragd – GSH KFT. Budapest.

Hadas Építész Mérnöki Művészeti Kft. (2018). Az Egri Bazilika felújítása, helyreállítása, korszerűsítése. Engedélyezési terv. Felelős tervező: Rudolf Mihály DLA.

Hadas Építész Mérnöki Művészeti Kft. (2020). Belpátfalva Nagyboldogasszony - volt Ciszterci Apátsági – templom és környezetének rekonstrukciója. Tanulmányterv. Felelős tervező: Rudolf Mihály DLA Miskolc.

Hámor G. (1985). A magyarországi neogén rétegtani tagolása. In: *Geology of Hungary*, Haas J. (ed)

Háromkő Bt. (2004). Jelentés a Belpátfalvi-Mónosbéli vízbázisok biztonságba helyezési tervéhez végzett geofizikai mérésekről. Összeállította: Bucsi Szabó László. Miskolc.

Háromkő Bt. (2020). Geofizikai vizsgálatok Belpátfalva Nagyboldogasszony – volt Ciszterci Apátsági – Templom és környezete rekonstrukciója elősegítése céljából. Jelentés. Összeállította: Bucsi Szabó László. Miskolc.

Kleb B. (1972). Eger mérnökgeológiai térképezése. Földtani Kutatás, 15/4.

Kleb B. (1978). Eger múltja a jelenben. A város alatti üregek településtörténeti és építésföldtani vizsgálata. Budapest.

Kézdi Á. (1975). Fázismozgások szemcsés halmazokban. BME. Kézirat, Budapest.

Koleszár K. (2020). Talajvizsgálati jelentés és geotechnikai adatszolgáltatás a Belpátfalva, Nagyboldogasszony – volt Ciszterci Apátsági – templom és környezetének rekonstrukciós engedélyezési tervéhez. Geofront Geotechnika Kft. Miskolc.

Less Gy. (2002). A Bükk hegység földtani térképe. MÁFI Budapest.

Papp F., Vitális Gy. (1967). Magyarország műszaki földtana. Budapesti Műszaki Egyetem, Építőmérnöki Kar, Szakmérnöki Tagozat. Mérnöki továbbképző Intézet kiadványa.

Pelikán P. (2005). A Bükk hegység földtana. MÁFI Budapest.

Ráner G., Mészáros F. és társai (1975). Az Egerben végzett üregkutató mérések tapasztalatai. Üreg kutatás geofizikai módszerekkel. (Városi pinca rendszerek konferencia.) – MTESZ kiadvány. Pécs.

Schmidt E. R. (1962). Vázlatok és tanulmányok Magyarország vízföldtani atlaszához. MÁFI.

Schréter Z. (1913a). Eger környékének földtani viszonyai. Földtani Intézet Évi Jelentése 1912. évről.

Schréter Z. (1913b). A Bükk hegység ÉNy-i része. Földt. Int. Évi Jel. 1913-ról.

Schréter Z. (1925). Az 1925. január 31-i egri földrengés. Földtani Közlemény 55.

Schréter Z. (1950). Borsod- és Heves megyék szénelőfordulásai. MÁFI Adattár.

Schréter Z. (1954). A Bükk-hegység régi tömegének földtani és vízföldtani viszonyai. Hidrológiai Közlemény 34. évf. 7-8. szám, pp. 287-294.

Schréter Z. (1959/60). Die geologische Verhältnisse des Bükkgebirges. Karszt- és Barlangkutató.

Szlabóczy P. (1975). A Bükkhegység nyugati részének hidrogeológiai térképe. VIZITERV. Kézirat.

Szlabóczy P. (1978). A Bükk-hegység hasznosítható karsztvíz készlete. Hidrológiai Közlöny 58. évf. 4. szám, pp. 145-153.

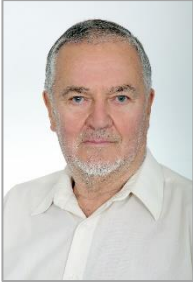
Szlabóczy P. (1984). Az Egri Dohánygyár felsőtárkányi Oktatási Központ vízellátásának hidrogeoló-

giai szakvéleménye. Keviterv. Tsz. 3397-84. Országos Földtani Adattár: T. 21404.

Szlabóczy P. (2011). Szemelvények a szennyvizek hidrogeológiájából. Miskolci Egyetem, Hidrogeológiai – Mérnökgeológiai Intézeti Tanszék. Virtuális jegyzet.

Vásárhelyi B. (2016). Talajvizsgálati jelentés Bélapátfalva, Ciszterci Apátsági katolikus templom felújításához. Budapest.

A SZERZŐ



SZLABÓCZKY PÁL bányageológus mérnök (NME 1964), mérnökgeológiai szakmérnök (BME 1968). Munkahelyei: ÉVIZIG, MEZŐBER, OFKFV, KEVITERV, MÉLYÉPTERV. Szakmai tevékenységi köre: mérnökgeológia, kőzetmechanika, geotechnika, hidrológia, építőipari nyersanyag bányászat, felszín alatti vízgazdálkodás, szennyvízgazdálkodás, bányászati vízvédelem. A Magyar Hidrológiai Társaságnak 1964-től aktív tagja, 1980-1986. között a Hidrogeológiai Szakosztály titkára, valamint a Borsodi Területi Szervezet szakosztályi titkára, majd elnöke. 1993-tól 6 éven keresztül a Kitüntetések Bizottságának volt tagja. Szakmai kitüntetései: OVH Elnöki Elismerés. A Magyar Hidrológiai Társaságtól: Pro Aqua-émlékérem és Dr. Schafarzik Ferenc-émlékérem. A Magyarhoni Földtani Társulattól Kertész Pál Emlékérem.

Sekélyvízi hullámok precessziósan mozgó hengeres csatornában

Alshoufi, Hajar

Vízépítési és Vízgazdálkodási Tanszék, Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, 1111 Budapest, Műegyetem rkp. 3.
(E-mail: hajar.alshoufi@emk.bme.hu)

Kivonat

A sekélyvízi hullámegyenletet vezetjük le precessziós mozgást végző, hengeres alakú, nyílt csatornára. A hosszú hullámokat leíró, lineáris egyenletrészt analitikusan a változók szétválasztásával, és numerikusan véges differencia módszerrel oldjuk meg. A kétdimenziós problémaként tárgyalt nemlineáris egyenletrész megoldása véges térfogat módszerrel, Roe megoldóval történik, különböző kezdeti feltételekre.

Kulcsszavak

Precessziós mozgás, sekélyvízi hullámok, sekélyvízi hullámegyenlet, a változók szétválasztásának módszere, véges differencia módszer, véges térfogat módszer.

Shallow inertial waves in open cylindrical channel under precession

Abstract

The shallow water waves equations were derived for the inertial waves that occurred in open cylindrical channel under precession. The long water wave equation is derived, and it was solved theoretically using the methods of variables separation and numerically using finite difference methods. The nonlinear part of the problem treated the equations in two-dimensions where finite volume method is invoked, and the analysis used Roe solver and computed based on some initial condition.

Keywords

Precession, shallow water waves, shallow water wave equation, separation of the variables, finite difference and finite volume methods.

BEVEZETÉS

Forgatott közegekre jellemző hullámjelenségek a Coriolis erőhöz köthető tehetetlenségi hullámok. A lineáris hullámelmélet kis sebességeket és sebességváltozásokat, valamint közel hidrosztatikus nyomásviszonyokat vizsgál. Jelen tanulmányban egy laboratóriumban is megépült speciális csatornából indulunk ki. A csatorna két, koncentrikus henger közötti víztérből áll, amelyben a berendezés precessziós mozgása miatt periodikus hullámok keletkeznek. A hengerek dupla fatáblán nyugszanak, a felső tábla végzi a bőlintó mozgást, az alsó pedig az óra járásával ellentétesen forog. A berendezést elektromos motor hajtja. A rendszert három kontrollparaméter segítségével vizsgáljuk: az átlagos vízmélység \bar{h} , a bőlintó mozgáshoz tartozó átlagos esés τ , valamint a forgó mozgáshoz tartozó szögsebesség Ω . A következő sekélyvízi feltételt írjuk elő:

$$\frac{Dv}{Dt} = g\tau\cos(\Omega t - \theta) - \frac{1}{\rho}P_r + 2\Omega\tau\sin(\Omega t - \theta)w + \Omega^2\tau\cos(\Omega t - \theta)z - O(\tau^2) \quad (2)$$

$$\frac{Du}{Dt} = g\tau\sin(\Omega t - \theta) - \frac{P_\theta}{r\rho} - 2\Omega\tau\cos(\Omega t - \theta)w + \Omega^2\tau\sin(\Omega t - \theta)z - O(\tau^2) \quad (3)$$

$$\frac{Dw}{Dt} = -g - \frac{P_z}{\rho} - 2\Omega\tau\sin(\Omega t - \theta)v + 2\Omega\tau\cos(\Omega t - \theta)u - \Omega^2\tau\cos(\Omega t - \theta)r - O(\tau^2) \quad (4)$$

ahol u, v, w rendre az érintőirányú, sugárirányú és tengelyirányú sebességkomponensek. Hengerkoordináta-rendszert használunk, és az alsó indexek parciális deriváltakat jelentenek. A (2)-(4) egyenletek bal oldalán az úgynevezett anyagi derivált operátorát látjuk, amely a lokális és konvektív gyorsulás összegére bontható:

$$\frac{D}{Dt} = \frac{\partial}{\partial t} + v\frac{\partial}{\partial r} + u\frac{\partial}{r\partial\theta} + w\frac{\partial}{\partial z} \quad (5)$$

$$\sigma = \left(\frac{\bar{h}}{L}\right)^2 \quad (1)$$

ahol L a csatorna külső kerülete $L = 2\pi r_{max}$. Az (1) dimenziótlan sekélyvízi paraméterrel a vízmélység és a csatorna vízszintes kiterjedése, valamint a hullámmagasságok és hullámhosszok összemérhetők; megfelelően kicsi értékei mellett a sekélyvízi hullámelmélet alkalmazható. Ennek egyik legfontosabb következménye a hidrosztatikus nyomáseloszlás feltételének alkalmazhatósága (Stoker 1957). A sekélyvízi egyenleteket az Euler egyenletekből vezetjük le σ szerinti sorfejtéssel, pusztán a lineáris tag megtartásával.

ALAPEGYENLETEK

Az Euler egyenleteket a következőképp írjuk fel:

A tagok a jobb oldalon rendre a nehézségi erő, nyomásból származó erő, Coriolis erő, valamint az Euler féle nutációs erő. A centrifugális erő, amely τ^2 -el arányos, elhanyagolásra került. A (2)-(4) egyenletekben szereplő négy ismeretlen a nyomás és a három sebességkomponens. A negyedik egyenletünk a tömeg megmaradását kifejező folytonossági egyenlet:

$$(rv)_r + u_\theta + rw_z = 0 \quad (6)$$

A következő kinematikai határfeltételeket írjuk elő:

$$w_{z=0} = 0, \quad v_{r=rmin} = v_{r=rmax} = 0 \quad (7)$$

$$\frac{D(\eta(\theta, r, t) - z)}{Dt} = \frac{\partial(\eta(\theta, r, t) - z)}{\partial t} + v \frac{\partial(\eta(\theta, r, t) - z)}{\partial r} + u \frac{\partial(\eta(\theta, r, t) - z)}{r \partial \theta} + w \frac{\partial(\eta(\theta, r, t) - z)}{\partial z} = ! 0 \quad (8)$$

$$\frac{D(\eta(\theta, r, t) - z)}{Dt} = \frac{\partial \eta}{\partial t} + v \frac{\partial \eta}{\partial r} + \frac{u}{r} \frac{\partial \eta}{\partial \theta} - w = 0 \quad (9)$$

ami a hullámok keltette impulzus megmaradását írja elő. A (2), (3), (4), (7) és (9) egyenletek által alkotott peremértékfeladatot vizsgáljuk a továbbiakban, a sekélyfolyadék elmélet feltételezé-

vagyis nincs keresztáramlás tengely és radiális irányban a henger alján és oldalfalain. A szabad felszínen a felszín alakját leíró $\eta(\theta, r, t)$ függvényre a következő feltételeket írjuk elő:

sei szerint. Az alábbiakban átskálázzuk és dimenziótlan alakba írjuk át az egyenletrendszer az (1)-ben definiált σ dimenziótlan csoport segítségével a következőképp:

$$u = \sqrt{gH} \bar{u}, \quad v = \sqrt{gH} \bar{v}, \quad w = \sqrt{\frac{gH}{\sigma}} \bar{w}, \quad \bar{\theta} = \theta, \quad \tau = \sqrt{\sigma} \bar{\tau}, \quad \bar{\eta} = \frac{\eta}{H}, \quad t = \frac{\lambda}{\sqrt{gH}} \bar{t},$$

$$P = \rho g H \bar{P}, \quad \Omega = \frac{\sqrt{gH}}{\lambda} \bar{\Omega}, \quad \bar{r} = \frac{r}{\lambda} \bar{z} = \frac{z}{H} \quad (10)$$

ahol $c = \sqrt{gH}$ a hosszú hullámok terjedési sebessége. A modell függőleges kiterjedése $z = H + \eta(r, \theta, t)$.

Behelyettesítve a (10) mennyiségeket, a peremértékfeladat a

$$\sigma \left[(\bar{r}v)_{\bar{r}} + \bar{u}_{\bar{\theta}} \right] + \bar{r} \bar{w}_{\bar{z}} = 0 \quad (11)$$

$$\sigma \left[\bar{v}_{\bar{t}} + \bar{v} \bar{v}_{\bar{r}} + \frac{\bar{u} \bar{v}_{\bar{\theta}}}{\bar{r}} - \frac{u^2}{\bar{r}} \right] + \bar{w} \bar{v}_{\bar{z}} = \sigma \left[\bar{\tau} \cos(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) - \bar{P}_{\bar{r}} + 2 \bar{\Omega} \bar{\tau} \sin(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) \bar{w} + \sigma \bar{\Omega}^2 \bar{\tau} \cos(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) \bar{z} \right] \quad (12)$$

$$\sigma \left[\bar{u}_{\bar{t}} + \bar{v} \bar{u}_{\bar{r}} + \frac{\bar{u} \bar{u}_{\bar{\theta}}}{\bar{r}} + \frac{\bar{v} \bar{u}}{\bar{r}} \right] + \bar{w} \bar{u}_{\bar{z}} = \sigma \left[\bar{\tau} \sin(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) - \frac{\bar{P}_{\bar{\theta}}}{\bar{r}} - 2 \bar{\Omega} \bar{\tau} \cos(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) \bar{w} + \sigma \bar{\Omega}^2 \bar{\tau} \sin(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) \bar{z} \right] \quad (13)$$

$$\sigma^2 \left[\bar{w}_{\bar{t}} + \bar{v} \bar{w}_{\bar{r}} + \frac{\bar{u} \bar{w}_{\bar{\theta}}}{\bar{r}} \right] + \bar{w} \bar{w}_{\bar{z}} = \sigma \left[-1 - \frac{\bar{P}_{\bar{z}}}{\sigma} - \sigma 2 \bar{\Omega} \bar{\tau} \sin(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) \bar{v} + \sigma 2 \bar{\Omega} \bar{\tau} \cos(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) \bar{u} - \sigma \bar{\Omega}^2 \bar{\tau} \cos(\bar{\Omega} \bar{t} - \bar{\theta}) \bar{r} \right] \quad (14)$$

$$\sigma \left[\bar{\eta}_{\bar{t}} + \bar{v} \bar{\eta}_{\bar{r}} + \frac{\bar{u}}{\bar{r}} \bar{\eta}_{\bar{\theta}} \right] - \bar{w} = 0 \quad (15)$$

$$\bar{z} = 1 + \bar{\eta}(\bar{r}, \bar{\theta}, \bar{t}) \quad (16)$$

alakba írható. A felülvonással a dimenziótlan mennyiségeket különböztetjük meg, ezeket mostantól elhagyjuk. Most σ hatványai szerint vizsgáljuk az egyenletrendszer tovább, $\sigma = 0$ -ra a következőket kapjuk:

$$w^{(0)} = 0 \quad \text{és} \quad z = \eta^{(0)}$$

$$w_z^{(0)} = 0 \quad \text{és} \quad 0 < z < \eta^{(0)}$$

$$w^{(0)} v_z^{(0)} = 0, \quad w^{(0)} u_z^{(0)} = 0, \quad w^{(0)} w_z^{(0)} = 0$$

Azt a fontos következtetést vonhatjuk le, hogy nulladrendben a vertikális sebességkomponens zérus, és a horizontális sebességkomponensek függetlenek a vertikális koordinátától. Továbbá az u sebesség csak a θ és t , a v sebesség pedig csak az r és t koordináták függvénye (Lamb 1916). Elsőrendű közelítésben, $\sigma = 1$, a következő egyenletrendszer kapjuk:

$$r w_z^{(1)} = (r v^{(0)})_r + u_{\theta}^{(0)} \quad (17)$$

$$v_t^{(0)} = \tau \cos(\Omega t - \theta) - P_r^{(0)} \quad (18)$$

$$u_t^{(0)} = \tau \sin(\Omega t - \theta) - \frac{P_{\theta}^{(0)}}{r} \quad (19)$$

$$1 + P_z^{(0)} = 0 \quad (20)$$

A (20)-as egyenlet a hidrosztatikus nyomáseloszlást mutatja, amelyet most a sorfejtésből kaptuk előzetes feltételezések helyett. A (20)-as egyenlet integrálása után a

$$P = z_0 + h_{ref} + \eta(t; \theta, r) \quad (21)$$

összefüggést kapjuk, ahol h_{ref} a vízmélység a modell felső táblájától, z_0 pedig a felső tábla szintjét jelöli, amelyet az egyszerűség kedvéért, és nem veszítve az általánosságból, nullának választunk, $z = z_0 = 0$. A (17)-es egyenlet integrálását tengelyirányban hajtjuk végre:

$$w^{(1)} = -\frac{1}{r} \left[(r v^{(0)})_r + u_{\theta}^{(0)} \right]_{z=0}^{z=\eta(t; \theta, r)} \quad (22)$$

Tetszőleges folyadékrezecske vertikális sebessége egyenesen arányos a táblától vett függőleges távolságával (Lamb 1916). Mivel h_{ref} és z_0 függetlenek a θ és r változóktól, a következőket írhatjuk:

$$v_t^{(0)} = \tau \cos(\Omega t - \theta) - \eta_r^{(0)} \quad (23)$$

$$u_t^{(0)} = \tau \sin(\Omega t - \theta) - \frac{\eta_{\theta}^{(0)}}{r} \quad (24)$$

A kinematikai határfeltétel a következő:

$$w^{(1)} = \eta_t^{(0)} \quad (25)$$

Mivel a nehézségi erő a (23) és (24) egyenletekben szerepel, a (23)-(25) egyenletrendszer a következő általános egyenletre vezet a hosszú hullámok alakjára:

$$\eta_{tt} - \left(\eta_{rr} + \frac{\eta_r}{r} + \frac{\eta_{\theta\theta}}{r^2} \right) = 0 \quad (26)$$

amely a hullámterjedés sebességével a következő dimenziós alakba írható:

$$\eta_{tt} - c^2 \left(\eta_{rr} + \frac{\eta_r}{r} + \frac{\eta_{\theta\theta}}{r^2} \right) = 0 \quad (27)$$

A (27)-es másodrendű lineáris parciális differenciál-egyenletet analitikusan és numerikusan is megoldjuk a következő két fejezetben.

A VÁLTOZÓK SZÉTVÁLASZTÁSÁNAK MÓDSZERE

Ennek a problémának az analitikus megoldása megtalálható pl. *Debnath (2012)* vagy *Pinsky (2011)* munkájában, azonban itt is ismertetjük, mivel a numerikus megoldásunk ezen alapul. Keressük a (27)-es egyenlet megoldását, vagyis a lineáris hosszú hullámok alakját leíró $\eta_n(r, \theta; t)$ függvényt a következő végtelen összeg alakjában:

$$\eta(r, \theta, t) = \sum_{n=1}^{\infty} c_n \eta_n(r, \theta, t) \quad (28)$$

ahol c_n konstans együtthatókat jelöl. A koncentrikus hengerek közötti áramlási teret D -vel, a hengerek falát ∂D -vel jelöljük. Cauchy feltételt írunk elő a kezdő időpillanatban a nyugalmi folyadéktérre:

$$\eta(r, \theta; t) = \bar{h} \quad t = 0 \quad (29)$$

Periodikus peremfeltétel (Dirichlet feltétel) a hullám-alakra:

$$\eta(t, \theta + 2\pi, r) = \eta(t, \theta, r) \quad (30)$$

Az ismeretlen függvényt a következő szorzat alakban írjuk fel:

$$\eta(\theta, r, t) = S(r, \theta)T(t) \neq 0 \quad (31)$$

Behelyettesítést követően a (27) egyenlet a

$$\frac{T_{tt}}{T} = c^2 \left(\frac{S_{\theta\theta}}{r^2 S} + \frac{S_{rr}}{S} + \frac{S_r}{rS} \right) \quad (32)$$

alakba íródik. A (32) egyenlet akkor és csak akkor teljesülhet, ha mindkét oldala ugyanazzal az állandóval (szeparációs állandó) egyezik meg, ezt jelölje λ (*Pinsky 2011*).

$$\eta(\theta, r, t) = C \cdot r^{(k+n)} [A \cdot \cos(k\theta) + B \cdot \sin(k\theta)] [D \cdot \cos(nct) + E \cdot \sin(nct)] \quad (42)$$

VÉGES DIFFERENCIA MÓDSZER

Az alkalmazandó séma a (27)-es egyenlet szerkezetétől és peremfeltételeitől is függ. Radiális értelemben a belső és a külső hengerek közötti szakasz $\beta < r_j < 1$, ahol $\beta = \frac{r_{min}}{r_{max}}$. Érintőirányban a teljes körön értelmezzük a megfelelő változót: $0 < \theta_i < 2\pi$. Centrális differenciasémát alkalmazunk az első és második deriváltak diszkrétizálásához a következőképpen:

A szétválasztott egyenletek:

$$T_{tt} + \lambda c^2 T = 0 \quad (33)$$

$$\frac{S_{\theta\theta}}{r^2} + S_{rr} + \frac{S_r}{r} + \lambda S = 0 \quad (34)$$

A (34) egyenletet tovább szeparálhatjuk az

$$S(r, \theta) = \Theta(\theta)R(r) \neq 0 \quad (35)$$

szorzat definiálásával. Behelyettesítés után az

$$\frac{1}{r^2} \frac{\Theta''}{\Theta} + \frac{R''}{R} + \frac{R'}{rR} + \lambda = 0$$

egyenletre jutunk, amelyet átrendezünk és bevezetjük a μ szeparációs állandót:

$$\frac{\Theta''}{\Theta} = -\mu = -r^2 \left(\frac{R''}{R} + \frac{R'}{rR} + \lambda \right)$$

A szétválasztott (rendre érintőirányú és sugárirányú) egyenletek:

$$\Theta'' + \mu\Theta = 0 \quad (36)$$

$$r^2 R'' + rR' - (\lambda - \mu)R = 0 \quad (37)$$

A $\eta(\theta, r, t)$ függvény periodicitása az érintőirányú komponensre öröklődik: $\Theta(\theta + 2\pi) = \Theta(\theta)$. A (36)-os egyenlet megoldásainak három alapesete: $\mu > 0$, $\mu = 0$, $\mu < 0$. Szűkítjük az eseteket $\mu = k^2 > 0$ bevezetésével, ekkor

$$\Theta(\theta) = A \cdot \cos(k\theta) + B \cdot \sin(k\theta) \quad (38)$$

ahol A és B integrálási állandók. A radiális megoldáshoz $\mu = k^2 > 0$ és $\lambda = n^2 > 0$:

$$R(r) = C \cdot r^{k+n} + D \cdot r^{-(k+n)} \quad (39)$$

ahol C és D integrálási állandók. Mivel $R(r) \rightarrow \infty$ amikor $r \rightarrow 0$ (a második tag miatt), ezért $D = 0$ -t választunk. Így a (35)-ös egyenlet megoldása:

$$S(r, \theta) = C \cdot r^{(k+n)} [A \cdot \cos(k\theta) + B \cdot \sin(k\theta)] \quad (40)$$

A (33)-as egyenlet esetében szintén feltéve hogy $\lambda = n^2 > 0$, a megoldás

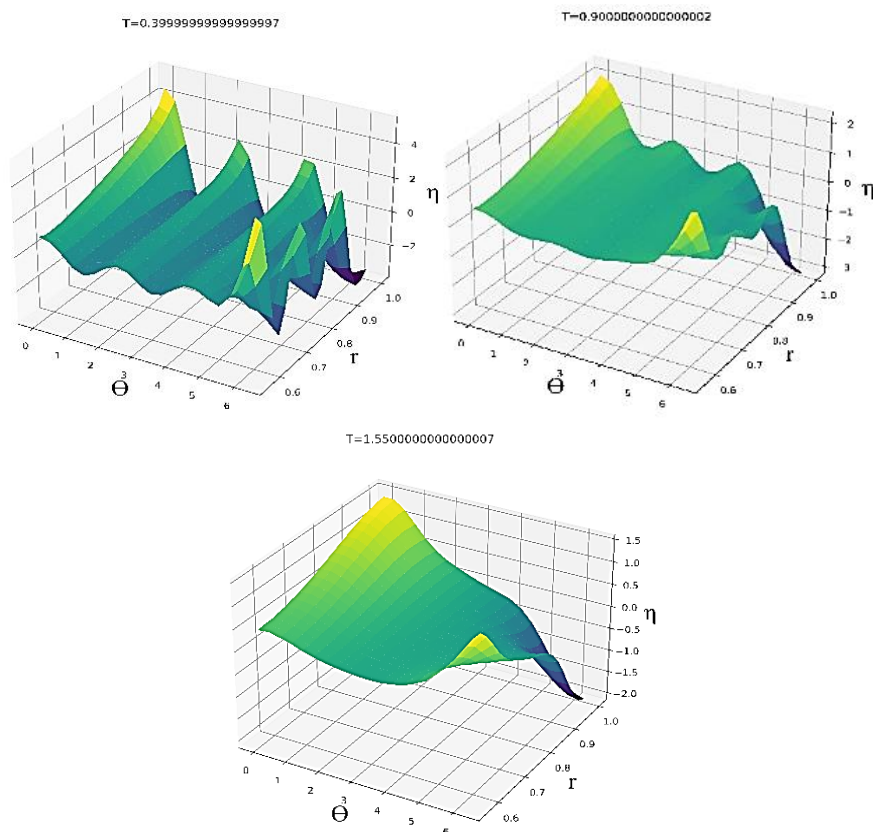
$$T(t) = D \cdot \cos(nct) + E \cdot \sin(nct) \quad (41)$$

ahol D és E integrálási állandók. A (31)-es megoldás, vagyis a hullámalak:

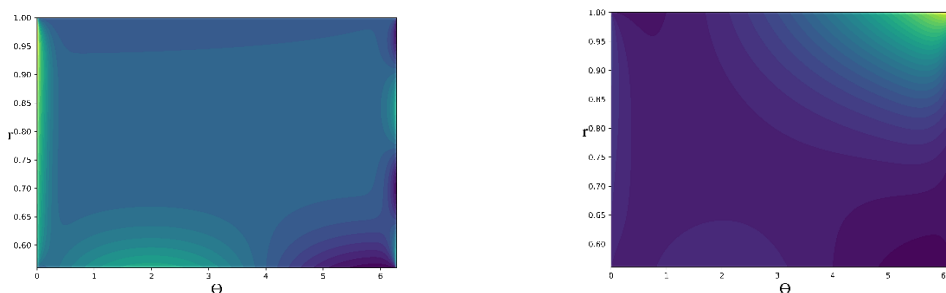
$$\eta_{rr} = \frac{\eta_{ij+1} - 2\eta_{ij} + \eta_{ij-1}}{(r_{i+1} - r_i)^2}, \quad \eta_r = \frac{\eta_{ij+1} - \eta_{ij-1}}{2(r_{i+1} - r_i)} \quad (43)$$

$$\eta_{\theta\theta} = \frac{\eta_{i+1,j} - 2\eta_{i,j} + \eta_{i-1,j}}{(\theta_{i+1} - \theta_i)^2}, \quad \eta_{tt} = \frac{\eta_{i,j}^{n+1} - 2\eta_{i,j}^n + \eta_{i,j}^{n-1}}{\Delta t^2} \quad (44)$$

A tengelyirányú és sugárirányú osztásközök $\theta_{i+1} - \theta_i = \Delta\theta$ és $r_{j+1} - r_j = \Delta r$. Alkalmazzuk a diszkrétizációs sémát a (27)-es egyenletre:



2. ábra. Hosszú-hullám megoldások (η) véges differencia sémával
 Figure 2. Long-wave solutions (η) with using finite difference scheme



3. ábra. Időben állandó hullámalakok (η) Jacobi-iterációs módszerrel
 Figure 3. Timely constant waveforms (η) with Jacobi-iteration method

Az inverz mátrix módszert alkalmazzuk, az együttható mátrix és az ismeretlenek az alábbi lineáris egyenletrendszerrel írhatók tömör alakba:

$$A\eta^{[k]} = F$$

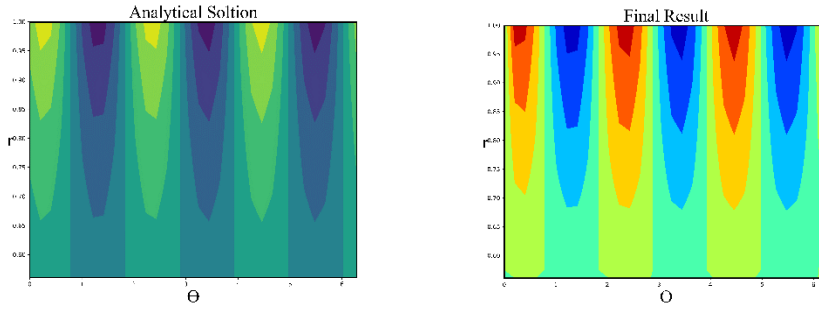
Az F vektor peremfeltételeket tartalmaz. Az A kvadratikuss mátrix $N \times N$ -es méretű, ahol $N = n_x \cdot n_y$, és n_x a belső rácspontokat jelöli érintőirányban, n_y pedig sugárirányban, továbbá

$$\alpha = \begin{pmatrix} A & 1 & 0 & 0 \\ 1 & A & 1 & 0 \\ 0 & 1 & A & 1 \\ 0 & 0 & 1 & A \end{pmatrix}$$

$$b_u = \begin{pmatrix} B & 0 & 0 & 0 \\ 0 & B & 0 & 0 \\ 0 & 0 & B & 0 \\ 0 & 0 & 0 & B \end{pmatrix}, \quad b_l = \begin{pmatrix} C & 0 & 0 & 0 \\ 0 & C & 0 & 0 \\ 0 & 0 & C & 0 \\ 0 & 0 & 0 & C \end{pmatrix}$$

$$\alpha = \frac{r^2 \cdot \Delta\theta^2}{\Delta r^2}, \beta = \frac{\Delta\theta^2 r}{\Delta r}, A = -2(1 + \alpha), B = \alpha + \beta, C = \alpha - \beta$$

A rácspontok számát $n_x = n_y = 30$ -ra választjuk, az eredményeket a 4. ábra mutatja.



4. ábra. Megoldás az Inverz Mátrix módszerrel (Megjegyzés: Balra az analitikus, jobbra a numerikus megoldás)
Figure 4. Solution using the Inverse Matrix method (Note: The analytical solution (left), the numerical solution (right))

NEMLINEÁRIS SEKÉLYVÍZI HULLÁMOK: 2D MODELL

A mozgást kétdimenziósra és a hullámokat az óramutató járásával ellentétesnek feltételezve, a (11)-(15) egyenletek

$$u_t + \frac{uu_\theta}{r} = \tau \sin(\Omega t - \theta) - \frac{p_\theta}{r} \quad (49)$$

$$\eta_t + \frac{(u\eta)_\theta}{r} = 0 \quad (50)$$

alakúra egyszerűsödnek. A nulladrendű közelítésből a nyomás és a hullámalak megfeleltethetősége következik,

$$p^{(0)} = \eta$$

amelyet behelyettesítve a (49) egyenletbe a következő nemlineáris parciális differenciálegyenletet kapjuk:

$$\rho u_t + \frac{\rho u u_\theta}{r} = \rho \tau \sin(\Omega t - \theta) - \rho \frac{\eta_\theta}{r}$$

Véges térfogat módszert alkalmazunk. Integrálva az egyenletet tengelyirányban, a

$$\rho \eta u_t + \frac{\rho}{r} (\eta u^2 + \frac{\eta^2}{2}) = \rho \tau \sin(\Omega t - \theta) \eta \quad (51)$$

egyenletet kapjuk, ahol felbuktant a $\rho u \eta$ tömegáram. A ρ sűrűséggel való osztás után a fluxusokat a következő vektorban foglaljuk össze:

$$q = \begin{bmatrix} \eta \\ \eta u \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} q^1 \\ q^2 \end{bmatrix}$$

Továbbá

$$f(q) = \frac{1}{r} \begin{bmatrix} u\eta \\ \eta u^2 + \frac{\eta^2}{2} \end{bmatrix}$$

$$f(q) = \frac{1}{r} \begin{bmatrix} q^2 \\ (q^2)^2 + \frac{(q^1)^2}{2} \end{bmatrix}$$

Az $f(q)$ vektor deriváltja a következő Hesse mátrix:

$$f'(q) = \frac{1}{r} \begin{bmatrix} 0 & 1 \\ -\frac{(q^2)^2}{(q^1)^2} + q^1 & 2q^2 \end{bmatrix}$$

Kiszámítjuk $f'(q)$ sajátértékeit:

$$\lambda^{1,2} = \frac{u}{r} \pm \frac{1}{r} \sqrt{\eta}$$

ahol

$$c = \sqrt{\eta}$$

Az (50)-(51) egyenletrendszer a következő tömör alakban írható:

$$q_t + f'(q) \frac{q_\theta}{r} = 0 \quad (52)$$

Roe megoldó

A Roe megoldóról *LeVeque (2002)*-ben olvashatunk. Felírjuk a változók első rendű kanonikus alakját a $z = \frac{q}{\sqrt{\eta}}$ koordináta bevezetésével:

$$q(z) = \begin{bmatrix} \eta \\ \eta u \end{bmatrix} = \begin{bmatrix} (z^1)^2 \\ z^1, z^2 \end{bmatrix}$$

$$f(z) = \frac{1}{r} \begin{bmatrix} z^1 * z^2 \\ (z^2)^2 + \frac{(z^1)^4}{2} \end{bmatrix}$$

A fluxus az

$$F_{i-\frac{1}{2}} = \frac{1}{2} [f(Q_{i-1}) + f(Q_i)] + -\frac{1}{2} \left| \hat{A}_{i-\frac{1}{2}} \right| (Q_i - Q_{i-1})$$

összefüggéssel írható le, ahol $Q_i = q_i$, $f(Q_i) = f(q_i)$, és

$$\hat{A}_{i-\frac{1}{2}} = \begin{bmatrix} 0 & 1 \\ -2\hat{u}^2 & 2\hat{u} \end{bmatrix}$$

$$\bar{\eta} = \frac{1}{2} (\eta_i + \eta_{i-1}), \quad \hat{u} = \frac{\sqrt{\eta_{i-1}} u_{i-1} + \sqrt{\eta_i} u_i}{\sqrt{\eta_{i-1}} + \sqrt{\eta_i}}$$

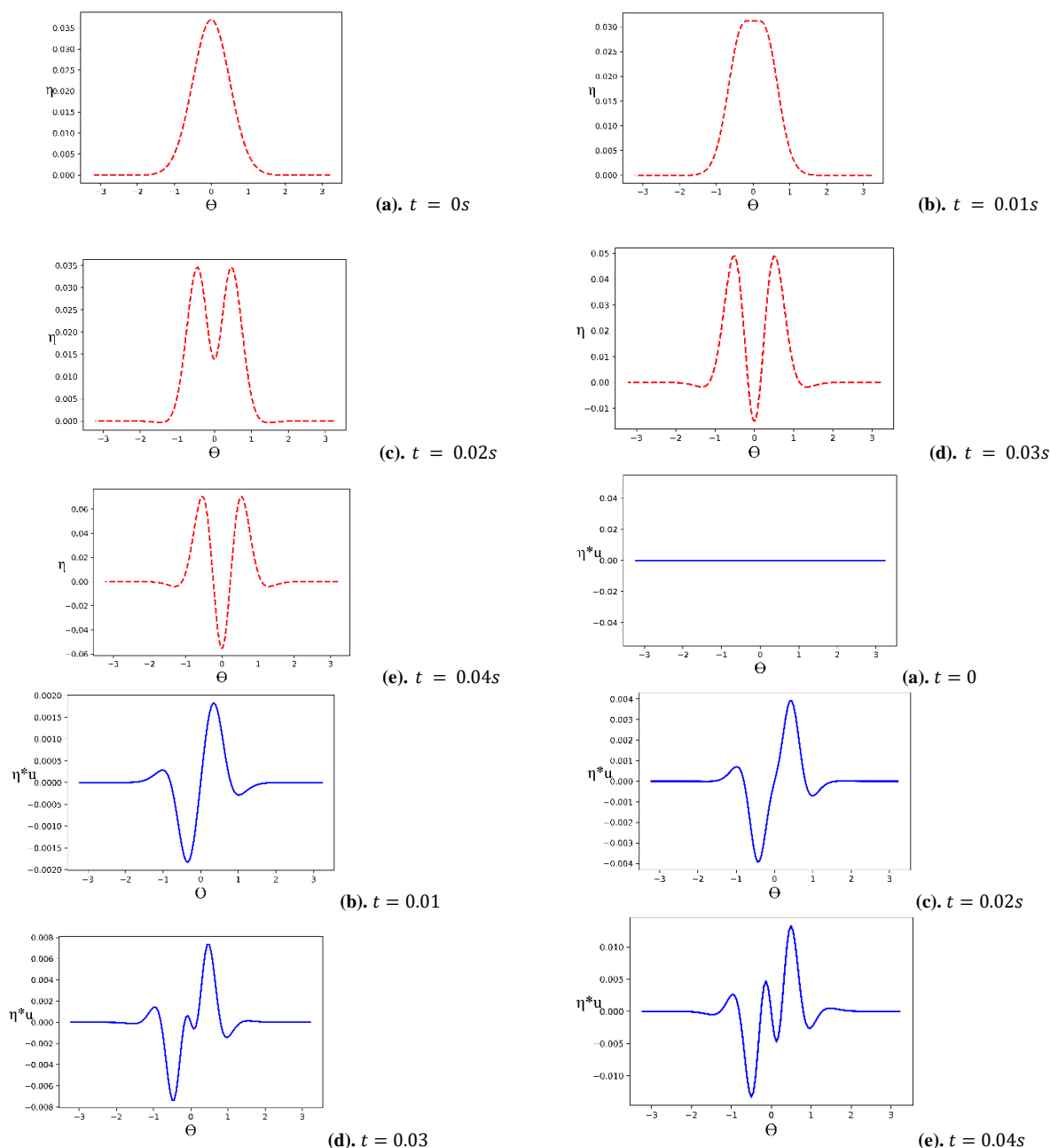
Annak érdekében, hogy összekapcsoljuk a homogén tagot a forrástaggal, időben szeparáljuk a forrástagot. Ezt frakcionált időosztáson alapuló módszernek hívják (angolul: fractional-step method), amelynél a forrástagot külön kezeljük:

$$q_t = \tau \sin(\Omega t - \theta)$$

Így a fluxus érték megadja a közepes vagy közbenső értéket majd az előrelépéses Euler-módszerrel időben kezelhető. Gauss-függvényt alkalmazunk a kezdeti hullámalak leírására:

$$\eta = \bar{h} e^{-2\theta^2}$$

ahol $\bar{h} = 0.037$ m. A megoldások az 5. ábrán láthatók a vízmélységre és a momentumra.



5. ábra. A fluxus idő szerinti eloszlása Roe megoldóval
 Figure 5. Distribution of flux with time using Roe solver

ÖSSZEFOGLALÁS

Levezettük a sekélyvízi hullámegyenletet precessziós mozgást végző hengeres csatornára. Elsőrendű közelítésben a hosszú hullámokat leíró lineáris egyenlethez jutottunk. A lineáris egyenletet analitikusan és numerikusan is megoldottuk. Az egyenletek elsőrendben nemlineáris tagokat is tartalmaznak, ezeket a feladat kétdimenziós közelítésével oldottuk meg. A lineáris esetben az analitikus és numerikus megoldások a hullámalakokra jó egyezést mutatnak. A nemlineáris esetben a tömegáramra kapott hullámalakok tipikus nemlineáris hullámmegoldások képeit mutatják.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Jelen tanulmány a szerző, *Alshoufi, Hajar* önálló munkája, ő vezette le és oldotta meg az egyenleteket, valamint ő írta a tanulmányt. A szerző köszönetét fejezi ki *Prof. Yiannis Hadjimichael*nek a Roe megoldó implementációjában nyújtott segítségével, valamint *Sándor Balázs*nak az eredetiben angol nyelven készült tanulmány magyarra fordításáért.

IRODALOMJEGYZÉK

Debnath. L. (2012). Nonlinear Partial Differential Equations for Scientists and Engineers. *Springer Science + Business Media, LLC.*

Lamb, H. (1916). Hydrodynamics. Cambridge University Press Warehouse.

LeVeque, R. J. (2002). Finite Volume Methods for Hyperbolic problems. *Cambridge University Press.* ISBN 0 521 81087 6

LeVeque, R. J. (2007). Finite Difference Methods for Ordinary and Partial Differential Equations. *University of Wash-*

ington. SIAM. Philadelphia. ISBN 978-0-898716-29-0.

Pinsky, A. M. (2011). Partial Differential Equations and Boundary-Value Problems with Applications. Third Edition. *American Mathematical Society.* ISBN 978-0-8218-6889-8.

Stoker, J. J. (1957). Water Waves, the Mathematical Theory with Applications. New York, Interscience Publishers.

A SZERZŐ



ALSHOUFI, HAJAR a Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem doktori iskolájának PhD hallgatója. 2012-ben végzett a Damaszkuszi Egyetemen építőmérnökként. 2015-ben ugyanazon egyetemen szerezte meg a vízkalapács és a csőáramlás hidraulika mesterdiplomát. 2017-ben felvételt nyert Magyarországon a PhD fokozat elérésére. Kutatási területe a nyílt csatornákon végzett kényszeroszillációk hidrodinamikai rendszere.

Fórum

Doroszlai Dénes ny. vasútépítő mérnök személyes hangvételű írásban fejt ki gondolatait egy általa régóta megfigyelt hidrológiai jelenségről, a Budapest északi részén található Barát-patak vizének elfolyásáról és ezt dokumentálja is. Megfigyelései és az összegyűjtött ismeretek alapján a jelenség okait is meghatározza.

Hová tűnik el a Barát-patak vize?

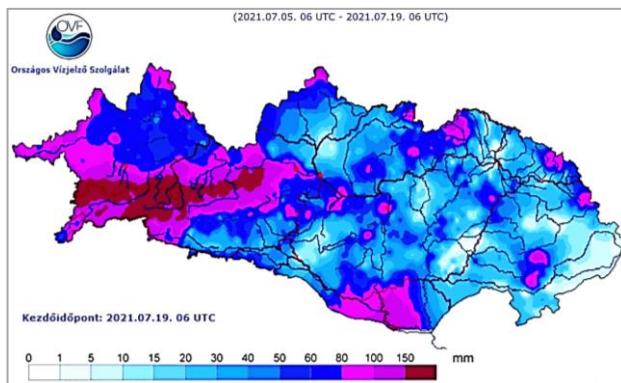
Doroszlai Dénes

(E-mail: ddoroszlai@gmail.com)

HÁTTÉR

Az elmúlt húsz év alatt néhány százszor átmentem kerékpárral a Budapest északi határát képező Barát-patakon, annak torkolata közelében. Talán egy kezemen meg tudnám számolni, hány alkalommal láttam folydogáló vizet a mederben, nem számítva azokat az eseteket, amikor a kisebb nagyobb dunai árhullám levonulásakor a visszatöltésezett patakmederből visszahúzódik a víz.

2021 júliusában, mintegy 10 napig tartó csapadékos időszak alatt kétszer is (július 17-én és 19-én) 30 mm körüli eső esett néhány óra alatt a környéken (1. ábra).



1. ábra. A Duna-medencében 2021. július 5-19. között lehullott csapadék mennyisége (Forrás: OVF Vízjelző Szolgálat, OMSZ adatok felhasználásával.)

Mindkét alkalommal az 5 km-rel délebbre, a Dunába torkolló Aranyhegyi-patakon az intenzív csapadékot követően gyorsan emelkedett a vízszint, és 2-3 órával a csapadékot követően a maximális vízhozam becslésem szerint megközelítette az 5 m³/s-ot, míg a Barát-patak medrében (a torkolat közelében) csak a lehullott csapadék miatt voltak itt-ott kis tócsák.

Az Aranyhegyi-patak vízgyűjtőterülete (120 km²) jó nyolcszorosa Barát-patakénak (14 km²) (2. ábra), míg számított nagyvízhozama pedig mindössze mintegy négyszerese (Kovács 2016). Mindkét intenzív csapadék után arra számítottam, hogy a Barát-patak is egy élő vízfolyás benyomását kelti.

A második alkalommal (július 19-én) is hiába várva a víz megjelenését a torkolatnál, elmentem a patak egyik mellékvizének, a csaknem 3 km-re levő Kalászi-pataknak a betorkolásához, ahol a következő kép fogadott (1. kép).



2. ábra. A Barát-patak és az Aranyhegyi-patak vízgyűjtőterülete (Forrás: Kovács 2016)



1. kép. A Kalászi-patak torkolata 2021. július 19-én (A szerző felvétele)

Bár ekkor már alig folydogált a víz a Kalászi-patakban, a nyomokból ítélve két-háromszáz liter másodpercenkénti vízhozamot bizonyára produkált a felhős szakadás az összefolyás alatt.

Ekkor kezdtem tüzetesebben végignézni a köztes szakaszt a Barát-patakon, és világossá vált előttem, hogy a patak vizének zöme a torkolattól számított kb. 500 és 650 m közötti szakaszon elszívárog. (A műholdas képen sárgával jelöltem az ominózus szakaszt.) (3. ábra).



3. ábra. Az elszivárgás helye – sárgával jelölve – a Barát-patak torkolatának közelében Google Map térképen ábrázolva

Ugyancsak ezen a szakaszon szivárog el száraz időszakban a patakba, a 11-es út mellett betorkolló, kb. 5 l/s állandó vízhozamú Bründl-forrás (régábban Attila-forrás) vize is, amely a 11-es út nyugati oldalán, a Hadrianus utcával szemben, télen is zöld vízi növényzetet éltet az úti menti árokban.

Ugyanakkor a Barát-patak vizének tisztaságát napjainkban többféle rákfaj előfordulása jelzi, pl. az élénk színű vörös mocsárrák, melynek egy jó tenyérnyi példánya helyszínbemjárás során igencsak rám ijesztett agresszív viselkedésével (2. kép).



2. kép. Vörös mocsárrák a Barát-patak medrében (A szerző felvétele)

AZ ELSZIVÁRGÁS OKÁNAK KERESÉSE

A fent leírt tapasztalatszerzés után kezdtem el az elszivárgás okát keresni. Az első információ, amit találtam, egy 1785-ös térkép, amelynek a bal felső sarkában (Kaláz alatt) ábrázolt Barát-patak meg sem közelíti a Dunát, mert elérve a sík területet, egy vízenyős rétet táplál (4. ábra).



4. ábra. A Barát-patak ábrázolása egy 1785-ben készült térképen (Forrás: Arcanum Térkép)

A jelenlegi mesterséges nyomvonal 1817-ben készült. Az 1987-ben felújított 1:25 000 méretarányú topográfiai térkép (5. ábra) világosan mutatja az Omszki-tó térségében a Szentendrei-Dunába befolyó Barát-patak torkolati szakaszát.



5. ábra. A Barát-patak torkolati szakasza az Omszki-tó térségében (Forrás: Honvédelmi Minisztérium Térképészeti Közhasznú Társaság. A szerző által megvásárolt térképlap)

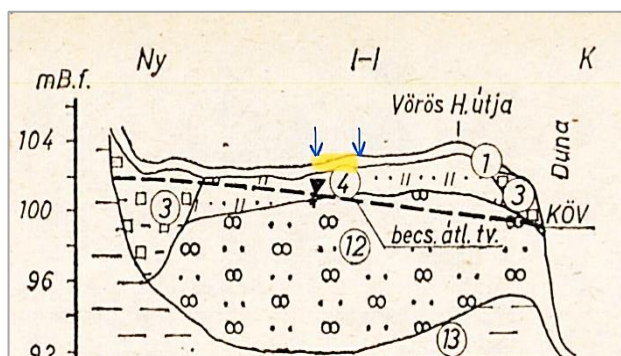
Ugyancsak jól látható a patak torkolati szakasza egy 1991. augusztus 9-én 4 600 m magasságból készített légifotón, amikor a Duna vízállása a Vigadó téri vízmércén 766 cm-es volt (6. ábra).

Várhatóan a jövő évben egy kutatómunka eredményeként hozzáférhető lesz a terület ösvízrajzi térképe, amelyen éppen a 3. ábrán, a műholdképen sárgával jelölt, elszivárgási szakaszon keresztezi a Barát-patak medrét egy ös-Dunaág. (Ennek a térképnek a közléséhez a szerzői jog tulajdonosa nem járult hozzá.)

A 7. ábra mutatja a Barát-patak nyomvonala közelében felvett áttekintő geológiai szelvényt (Scheuer és Tóthné Németh 1982).



6. ábra. 1991. augusztus 9-én készült légifelvétel a Barát-patak torkolati szakaszáról (Forrás: A szerző által a Földmérési és Távérzékelési Intézettől megvásárolt légifelvétel)



7. ábra. Áttekintő geológiai szelvény a Barát-patak nyomvonala közelében (Forrás: Scheuer és Tóthné Németh 1982)
(Megjegyzés: 1. Humusz, 3. Szerves anyag, a Barát-patak üledéke, 4. Ártéri iszapos homokliszt, 12. Negyedkori homokos kavics, 13. Középső oligocén kiscelli agyag)

Az elszívargási szakasz jól követhető a patakmeder növényzetén. A Barát-patak felső szakaszán gyékényes zöldell (3. kép).



3. kép. A Barát-patak felső szakasza (A szerző felvétele)

Ugyanakkor az elszívargási szakaszon egyre alacsonyabb és szárazabb növényzet látható (4. kép).



4. kép. A Barát-patak elszívargó szakaszán a növényzet (A szerző felvétele)

Az elszívargási szakaszon (egymástól ~30 m-re) két kis kutatógödrt mélyítettem a meder közepén, mindkettőnél ugyanazzal az eredménnyel (5. és 6. kép). azaz kb. 30 cm laza szerkezetű humusz alatt homokos kavics következett, majd ebben a rétegben tovább haladva gyors ütemben megjelent a talajvíz, jelezve a jó vízáteresztőképességet. (A munka végeztével a gödröket visszatemettem.)



5. kép. Kutatógödör a Barát-patak medrében (A szerző felvétele)

Ezután szintezéssel a következő értékek adódtak:

- töltések mentett oldalán a terepszint ~102,45 mBf.
- mederfenék ~101,00 mBf.
- nyugalmi talajvízszint ~100,05 mBf.

Ezeket az értékeket összehasonlítva az áttekintő szelvény adataival, megállapítható, hogy ezen a szakaszon érték el a meder 19. századi kiásásakor a homokos kavics felső rétegét a mintegy másfél méter vastag ártéri iszapos homokliszt eltávolítása után. Ez egyértelmű magyarázatot ad arra, hogy miért tűnik el a patak vize pont ezen a szakaszon.



6. kép. A kutatógödör mélysége (A szerző felvétele)

ÖSSZEGZÉS

A Barát-patak 1817-ig a dunai magasártérre kiérve egy vi-
zenyős rétet táplált. Ekkor épült meg a mai nyomvonalon
egy mesterséges árok, amelyen keresztül csapadékosabb
időben (illetve a 20. század második felében ipari és kom-
munális szennyvízbevezetés miatt folyamatosan) eljutott a
víz a Dunába. Az elmúlt húsz éves megfigyelésem szerint
csak igen nagy intenzitású csapadék következtében jelenik
meg a víz a torkolati szakaszon is, míg legtöbb esetben a
fent részletezett szakaszon és okból a talajvizet táplálva el-
szivárog.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

1974-ben nagy érdeklődéssel hallgattam a vízépítés tan-
tárgy keretében Dr. Ijjas István előadásait. Neki köszönhe-
tem azokat az alapismereteket, amelyeket negyven év ki-
hagyás után autodidakta módon továbbfejlesztettem.

IRODALOM

Arcanum Térkép. Történelmi Térképek. Magyarország
[B IX a 527] – Első Katonai Felmérés (1763-1787). Ma-
gyarország (1782-1785). <https://maps.arcanum.com> > map
> firstsurvey-hungary.

Kovács Péter (2016). A Római-part kisvízfolyásainak
(Aranyhegyi-patak, Barát-patak) hidrológiai vizsgálata.
Budapest. p. 35. [https://adoc.pub/a-romai-part-
kisvizfolyasainak.html](https://adoc.pub/a-romai-part-kisvizfolyasainak.html)

Scheuer Gyula és Tóthné Németh Ildikó (1982). A Bu-
dakalászi-Óbudai-öblözet építéshidrológiai viszonyai.
Hidrológiai Tájékoztató. 1982. 1. szám. pp 24-27.

A SZERZŐ



DOROSZLAI DÉNES a Közlekedési és Távközlési Műszaki Főiskola (a Széchenyi István Egyetem jog-
elődje) Vasútépítési és fenntartási szakán szerezte diplomáját 1976-ban. 1989-ig a MAV Tervező Intézetben
vasúti pályatervezőként dolgozott, majd a Sto Építőanyag Kft.-től bő negyedszázados munkaviszony (felelős
műszaki vezető) után 2018-ban nyugdíjba vonult. 2016 óta a Csillaghegyi-öblözet árvízvédelmi kérdéseivel civil
aktivistaként foglalkozik.

Történelmi pillanatkép

Rovatvezető: Fejér László, címzetes egyetemi docens, a Magyar Hidrológiai Társaság tiszteleti tagja, az MHT Vízügyi Történelmi Bizottság elnöke.

A 100 éve született Budavári Kurt emlékezete



Ligetvári Ferenc professzortól tudjuk, hogy nevük magyarosításakor a Kurt keresztnév megtartásához német származású anyja erősen ragaszkodott, s ebbe korcsmáros apja belenyugodott. A II. kerületi Toldy Ferenc állami főreáliskola 1936. évi értesítőjéből az is kiderül, hogy a VI. osztályosok rendkívüli tárgyaiból nem annyira a francia társalgási gyakorlatok, vagy a karének, hanem a vitéz Szabó Zoltán tanár úr által vezetett vívás kötötte le a kis Budavári Kurt érdeklődését, ahol teljesítményét jelessel jutalmazták. Amúgy tanulmányi érdemjegyei a jó és jeles között ingadoztak, s 1938-ban jó eredménnyel érettségizett. Még egy jellemző érdemjegye volt minden esztendőben: „rendszeret”-ét jelesre értékelték.

1943-ban diplomázott a József nádor Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem mérnöki karán. Munkásságát 1943–1944-ben magánmérnöki irodáknál kezdte, ahol tereprendezési, víztelenítési és földmérési munkákat végzett. Ezt követően 1945–1946-ban geodéziai felmérésekkel segítette az Országos Földbirtokrendező Tanács munkáját. Az interneten még azt az apró tény is megtudhatjuk, hogy a Verpeléti Földművelésügyi és Erdőgazdálkodási Intézet ügyvezetője 1948-ig Budavári Kurt volt. 1948–1951-ben a budapesti vízgazdálkodási körzet építésvezetője, majd a MEVIEP osztályvezetője, 1954–1960 között pedig a Vízügyi Tervező Iroda (utóbb a VIZITERV) irányító tervezője, öntözési csoportvezetője, közben hosszabb ideig Albániában működött, mint vízrendezési és öntözési szakértő. Az öntözési ügyek felé fordulva fokozatosan a téma egyik legjobb hazai szakértője lett, akinek szava az 1960-as évek első felétől jó egy évtizeden át meghatározta a mezőgazdasági vízhasznosítási programok legjavát. Részt vett az 1954. és 1956. évi dunai árvizek elleni küzdelemben, ez utóbbiban a szeremlei szakaszon irányította a védekezést. 1957-ben jelent meg Kovács Györggyel (a későbbi akadémikussal) közös cikke lapunk hasábjain¹, amiben a belvízcsatornák mértékadó vízhozamának meghatározásánál az adott terület belvízi elöntést még éppen elviselő tűrési idejének meghatározására tettek kísérletet a gazdaságossági szempontok figyelembevételével.

Budavári még a földreform idején ismerhette meg Dégen Imrét, s ennek a ténynek is szerepe lehetett abban, hogy 1960-ban „átigazolt” az OVF-hez, ahol az Öntözési osztály vezetését bízták rá. Ettől kezdve a hazai öntözési programok megkezdésének szereplője lett. Tevékenysége során a távlati tervekben egymillió hektár öntözését lehetővé tevő öntöző főcsatornák, öntöző rendszerek, esőtető öntözőfűrtök, hígtrágya hasznosítások létesítését irányította, közöttük is kiemelkedik a Kiskörei Vízlépcső és öntözéseinek megvalósítása. Hogy aztán az említett 1 millió hektáros célkitűzés reális alapokon nyugodott, vagy hazai gazdasági és mentális körülményeink között inkább egy eltúlzott távlati program alapvetése volt, ezt az utókor fogja eldönteni. Jelenleg az öntözési hajlandóság nem igazolja az egykori elképzeléseket. Mindenesetre tanulságos, hogy a szocialista korszak mezőgazdasági fejlesztése tekintetében ő is azt az álláspontot képviselte, hogy az öntözéseket csak a fejlett termelősövetkezetek és gazdaságok esetében támogassa az állam, mert ezek a szervezetek jobban ki tudják használni az öntözésben rejlő többletermelési lehetőséget. Azt hangoztatta, hogy téves és káros az a megyei tanácsi vagy járási elképzelés, amely az öntözést valamilyen csodaszernek tekinti a gyenge termelősövetkezetek megerősítésére. Az öntözés csak akkor jövedelmező, ha a hozzá szükséges több gép, több munkaerő, több trágya stb. mind rendelkezésre áll. Ellenkező esetben az öntözés bevezetése csak újabb terhet ró a gyengébb szövetkezetre. A már említett kiskörei beruházás sikeres megvalósításáért Munka Érdemrend arany fokozatú kitüntetésben részesült.

Mindezek ellenére az öntözések fejlesztésének dolgában továbbra is akadtak gondok. Budavári korábbi figyelmeztetését visszhangozta Fock Jenő miniszterelnök 1972. évi kiskörei látogatását követő sajtótájékoztatóján, amikor hangsúlyozta: „Nem ritka, hogy a termelősövetkezetek már tízmilliméteres eső után is abbahagyják az öntözést, nem hasznosítják kellően berendezéseiket. Ha a sok kérés, agitáció, sőt az öntözőberendezések árának leszállítása sem használ, akkor bizonyos szankciókhoz kell nyúlni.”

Budavári behatóan foglalkozott annak kiderítésével, milyen okok játszhatnak közre a száraz és csapadékos esztendők váltakozásában. A 100 évre visszamenő adatsorok vizsgálatakor összefüggést vélt felfedezni a napfolt-tevékenység és a Kárpát-medencében lezajló időjárási események között.

Dégen Imre eltávolításakor őt is kitették az OVH-ból. Az addigi OVH vízhasznosítási öa. osztályvezető az OVIBER szakági főmérnökeként vonult nyugdíjba 1981-ben. Az utókor számára is elgondolkodtató, hogy a '60-'70-es évek két kimagasló öntözési szakembere, Budavári Kurt és Oroszlány István professzor nyílt levélváltásban elmélkedik arról „Van-e jövője az öntözésnek Magyarországon?”² Érdemes volt-e az öntözések ügyére egy életet fordítani?

Budavári Kurt a Magyar Hidrológiai Társaságban is aktív szerepet játszott, munkássága elismerésül a Társaság 1992-ben Tiszteleti tagjává választotta. Az 1921-ben, a csehországi Fischernben született rubin diplomás mérnök egy budai evangélikus idősök otthonában hunyt el 2016 tavaszán.

Írta: Fejér László. Fotó: Víz Zsigmond, Magyar Környezetvédelmi és Vízügyi Múzeum

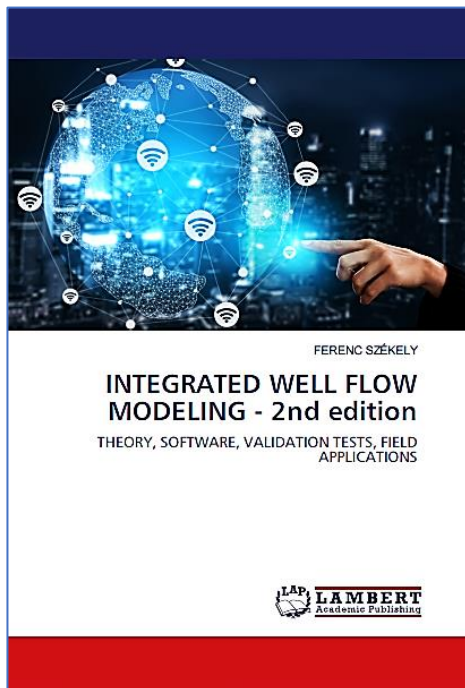
¹ Valószínűleg ez volt első publikációja, ami a Hidrológiai Közlöny 1957. évi 1. számában jelent meg.

² Van-e jövője az öntözésnek Magyarországon? (Levélváltás Oroszlány István és Budavári Kurt között). Magyar Vízgazdálkodás. 1981. 4. szám.

Könyvismertetés

Dr. Székely Ferenc címzetes egyetemi tanár bemutatja a kúthidraulikai kutatásait összefoglaló *Integrated well flow modeling: theory, software, validation tests, field applications* című angol nyelvű könyvét. Kiadó: **LAMBERT Academic Publishing, 2021.**

A könyv öt részben ismerteti a szerző által végzett kúthidraulikai elméleti fejlesztéseinek eredményeit és azok alkalmazását. A kötet a függőleges kutak, valamint a vízszintes és csápos kutak hidraulikai folyamatainak modellezését részletezi, elsősorban analitikus és fél-analitikus módszerek, kisebb mértékben egyéb módszerek felhasználásával.



A függőleges kutakban fellépő tranziens áramlásra vonatkozó összefüggések ismertetése a kutak típusa, üzemmódja alapján történik, a megcsapolt formáció típusának a figyelembevételével. Az utóbbi feltételrendszerben a rétegzett és a hasadékos, repedezett vízvezető rendszerek képezik a két határesetet. Több réteg esetében a vízáadó rétegek egymással közvetlenül érintkezhetnek, vagy gyengén átteresztő rétegeken keresztül, függőleges keresztáramlás (leakage) révén kerülhetnek hidraulikai kapcsolatba.

A rétegekből történő beáramlás meghatározása a szűrő, illetve a kút környezetében kialakuló gáthatás (szkin) vagy annak hiánya alapján történhet. A több rétegre vagy nagy hosszúságban, illetve mélységben szűrőzött kutak esetében lehetőség van a tengely irányú csőhidraulikai áramlási veszteségek számítására. Repedezett formációkban a kutak egyszerre több repedés zónát is csapolhatnak, ilyen helyzetben szintén számításba vehetők a fenti kút- és csőhidraulikai nyomásvesztések.

A kutak hidraulikai folyamatainak a modellezése az általános elterjedt szivattyúzási, visszatöltődési és túlfolyó üzemmód mellett nyomásimpulzus (slug), valamint a

rétegyomás különbségek által kiváltott tengelyirányú keresztáramlás mellett is lehetséges. A termelő kutak mellett az észlelő kutakban ébredő nyomásváltozások, és hosszú szűrők esetében a keresztáramlások is számíthatók.

A fentebb vázolt vízföldtani és áramlási feltételek modellezésére szolgálnak a WT, HC és WF szoftverek. A WT szoftver a végtelen kiterjedésű vagy kör alakú tárolóban kialakuló áramlási és kúthidraulikai folyamatok, valamint az észlelő kutak vízszintváltozásainak a modellezésére szolgál. Lehetőség van egy adott távolságon túl a réteghidraulikai paraméterek módosítására. A HC program a mérési adatokra épülő paraméterbecslést (modell kalibrációt) biztosítja. A WF szoftver felhasználásával számítható a kútcsoportos vízművek depressziója állandó vízhozam mellett, valamint a 0 és 4 közötti egyenes vonalú vízföldtani határ figyelembevételével.

A WT és WF szoftverek tesztelése különböző szerzők által publikált 26, döntően analitikus megoldás alapján történt. A gyakorlati alkalmazást a szakirodalomban publikált 5 USA-beli és 7 saját értékelésű terepi kútvizsgálat elemzése dokumentálja. Az utóbbiak közül 1 Kuvaitban, 4 a bátaapáti gránit formáció fúrásaiban, 1 pedig a Nagykáta B-42 hévízkúton végzett kúthidraulika tesztek eredményeit értékeli. A hévízkút üzemének szimulációja során 109 modellréteg alkalmazására volt szükség. Az elemzéseket a gödöllői K-i vízbázis 4 üzemelő kútján végzett interferencia teszt eredményeinek a feldolgozása zárja.

A könyv befejező része a vízszintes és csápos kutak modellezésére szolgáló hidraulikai összefüggéseket, valamint az alkalmazásukat támogató CW szoftvert ismerteti. A homogén, függőlegesen anizotrop réteg és permanens áramlás feltételezésével kifejlesztett program a meder alatt, a folyóparthoz közel és attól nagyobb távolságban létesített kutak hidraulikai modellezését biztosítja.

A fél analitikus CW szoftver a megoldást lépcsőzetesen változó szűrő menti fajlagos beáramlás feltételezésével állítja elő. A vízáadó rétegben fellépő 3D-s lamináris szivárgáson, valamint a lineáris szűrővesztésen túlmenően a szoftver kezeli a szűrőcsövekben fellépő következő nemlineáris áramlási folyamatokat is: turbulens szűrővesztés, a szűrőcső érdességétől és a Reynolds számtól függő axiális csőszűrlődés, továbbá a dinamikai nyomás változása. A módszer alkalmasságát a szakirodalomban közölt 4 független, közöttük 1 nemlineáris megoldással történő sikeres összehasonlítás igazolja. Egy külön példa mutatja be a CW és a szerző által kifejlesztett numerikus multi-hálózatos FLOW szoftverek összehangolt alkalmazását. A kúthatékonyság meghatározásával a CW szoftver a tervezési fázisban is segítheti a csápos kút optimális kialakítását.