A talaj fixált ammónium-ion tartalmának hatása a talajvíz tisztulási folyamataira a szennyezőforrás felszámolását követően települési környezetben

¹*MESTER Tamás, ²CAVALLI Daniele, ³BALLA Dániel, ⁴SZABÓ György

¹Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen, ²Università degli Studi di Milano, Department of Agricultural and Environmental Sciences – Production, Landscape, Agroenergy, Milánó, ³Debreceni Egyetem, Komputergrafika és Képfeldolgozás Tanszék, Debrecen, ⁴Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, Debrecen

Bevezetés

Az ammónium-ion (NH_4^+) a felszín alatti vizek egyik leggyakoribb szennyezőanyaga, mely pontszerű és diffúz szennyezőforrásokból kerül a talajba és a talajvízbe (HOU et al., 2018). Míg a mezőgazdasági területeken a diffúz eredet meghatározó, addig települési környezetben számos olyan potenciális szennyezőforrást találunk, mint a septicus tartályok, szigeteletlen szennyvízagnák, hulladéklerakók, ipari szennyvizek, műtrágyázott kerti talajok, trágyadombok, latrinák (WAKIDA és LERNER, 2005; MESTER et al., 2019). A kommunális szennyvizek teljes nitrogén tartalma jellemzően 20–100 mg l⁻¹ érték körül alakul, melynek jelentős része NH_4^+ formájában van jelen (ROBERTSON et al., 2012). Amennyiben a szennyvíz tárolására szolgáló létesítmény nincs megfelelő szigetelettel ellátva ez a nagy mennyiségű NH_4^+ a kiáramló szennyvízzel a talajba, valamint a talajvízbe jut. Ez a jelenség Magyarország településeinek környezeti állapotát is jelentősen befolyásolja, ugyanis vidéki térségeinkben a vezetékes vízhálózat kiépítésével párhuzamosan nem történt meg a szennyvízcsatorna-hálózat kiépítése, így széles körben elterjedt gyakorlattá vált a kommunális szennyvíz háztartások udvarán kialakított szennyvízagnákban történő gyűjtése, melyeket a drága szállítási költségek miatt sokszor tudatosan úgy alakítottak ki, hogy a szennyvíz a talajba és a talajvízbe szivároghasson (BURUCS, 1987; MESTER et al., 2017a).

E pontszerű szennyezőforrások felszámolása a Települési Szennyvíz Tisztításáról szóló 91/271/EGK Irányelvnek megfelelően jelenleg is zajlik, a lokális szennyezőforrások megszűnése pedig jelentős változásokat eredményez a környezeti rendszerekben. A tisztulási folyamatok intenzitását számos tényező befolyásolhatja. Jelen tanulmányunkban, a talajban fixált NH_4^+ hatását kívánjuk egy konkrét esettanulmány alapján ismertetni.

MCBETH (1917) munkája nyomán ismert, hogy az agyagásványok az interlamináris térben nagy mennyiségű ammóniumot köthetnek meg nem kicserélhető formában. Az NH_4^+ nem kicserélhető formában történő fixációját OSBORNE (1976) a következőképpen definiálta: Az ammónium-ionok adszorpciója,

*Levelező szerző: MESTER TAMÁS, Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék, H-4010 Debrecen, Egyetem tér 1., PF. 9.
E-mail: mester.tamas@science.unideb.hu

vagy abszorpciója a talaj ásványi vagy szerves frakciója által, mely a kationcsere szokásos módszereivel nem cserélhető ki.

A fixált NH_4^+ mennyiségét, valamint a talaj ammóniummegkötő képességét számos tényező befolyásolja. Meghatározó a talajképző kőzet, a talajtextúra, az agyagtartalom, az agyagásványok típusa és telítettsége, a talajban található K^+ koncentrációja és telítettsége a kationcsere helyein (HINMAN, 1966, FEIGIN és YAALON, 1974, BANERJEE és GUPTA, 1982; SCHERER et al., 2014).

Szakirodalmi adatok azt mutatják, hogy a durva textúrájú talajokban (pl. diluviális homok) $10\text{--}90\text{ mg kg}^{-1}$, közepes textúrájú talajokban (pl. lösz, alluviális üledékek) $60\text{--}270\text{ mg kg}^{-1}$, finom textúrájú talajokban (pl. agyag) $90\text{--}460\text{ mg kg}^{-1}$ között alakul a fixált NH_4^+ koncentrációja (NIEDER et al., 2011). Azon talajokban melyek 2:1 típusú agyagásványokat tartalmaznak a fixált NH_4^+ mennyisége az összes nitrogén $10\text{--}15\%$ -át is elérheti (LOCH, 2001).

Habár az agyagfrakció tekinthető a legjelentősebb NH_4^+ fixációs közegnek, több tanulmány igazolta, hogy az iszapfrakció is jelentős mennyiségű NH_4^+ megkötésére képes (MOLA és TOWFIGHI, 2018). JENSEN és munkatársai (1989) 5 éves inkubációs időszakban vizsgálták 6, 12, 23, 47% agyag tartalmú talaj NH_4^+ megkötő képességét. Kimutatták, hogy az inkubálást követően az agyagfrakcióhoz kötött NH_4^+ tartalom $255\text{--}430\text{ mg kg}^{-1}$ volt, ami a talajban megkötött teljes NH_4^+ koncentráció $71\text{--}82\%$ -a volt. Az iszapfrakcióban megkötött NH_4^+ tartalom $72\text{--}166\text{ mg kg}^{-1}$ volt, ami talajban megkötött teljes NH_4^+ koncentráció $14\%\text{--}33\%$ -át jelentette. HINMAN (1964) saskatchewan talajokat vizsgálva megállapította, hogy az öt vizsgált talaj agyagfrakciója hasonló mennyiségű, kb. $2,4\text{ meq}/100\text{g}_{\text{agyag}}$ ammóniumot, míg az iszapfrakció kb. $1,8\text{ meq}/100\text{g}_{\text{iszap}}$ ammóniumot fixált. Eredményei azt mutatták, hogy a durvább textúrájú talajokat kivéve ez a két frakció kötötte meg szinte a teljes fixált NH_4^+ mennyiségét. Ugyanakkor a durvább fizikai féleségű talajok (homok, homokos vályog), nagyobb mennyiségű fixált ammóniumot tartalmaztak, mint ami az agyag- és iszapfrakció alapján várható volt, így arra a következtetésre jutottak, hogy a finom homok frakció is mérhető mennyiséget képes megkötni. KOWALENKO és ROSS (1980) vizsgálatai kimutatták, hogy a finom iszapfrakció ($2\text{--}5\text{ }\mu\text{m}$) nagyobb mennyiségű ammóniumot képes fixálni, mint a finom agyag frakció ($<0,2\text{ }\mu\text{m}$), a legnagyobb mennyiségű ammóniumot pedig a durva agyag frakció ($0,2\text{--}2\text{ }\mu\text{m}$) képes fixálni. Emellett azt a fontos megállapítást is tették, hogy az agyagfrakcióból a frissen fixált NH_4^+ gyorsabban szabadult fel, mint az iszapfrakcióból.

ALLISON és munkatársai (1953) szerint a talajnedvesség képes – az agyagásványok megnövekvő mérete miatt csökkenteni a talaj NH_4^+ megkötő képességét. Száraz talajban azonban a rétegek közötti tér csökkenésével megnő a talaj NH_4^+ fixációs kapacitása. SCHNEIDERS és SCHERER (1996) ugyanakkor rizsföldeken végzett vizsgálatai során az árasztást követően növekvő NH_4^+ fixációt tapasztaltak, mely szoros összefüggést mutatott a csökkenő redoxpotenciállal. Alacsony redoxpotenciál esetén az agyagásványokban található Fe^{3+} redukciója figyelhető meg, mely a cellák között magasabb negatív töltést és ezáltal nagyobb coulombikus vonzást jelent a közbenső rétegek kationjai és a szilikát rétegek között (STUCKI et al., 1984).

A talajban fixált ammónium-, a kicserélhető ammónium- és az oldatban lévő ammónium-ionok között dinamikus egyensúlyi reakció áll fenn (STEFANOVITS et al., 2011):

A megkötődés és a felszabadulás függ a talajoldatban lévő NH_4^+ mennyiségétől, az agyagásványok tulajdonságaitól, valamint a száraz-nedves viszonyok váltakozásától is (NOMMIK és VAHTRAS, 1982). Ahogy az oldat NH_4^+ tartalma növekszik az NH_4^+ adszorpciója az agyagásványok kicserélő helyein és a szervesanyagban szintén növekvő mértéket mutat. Hasonlóképp a magas fixált NH_4^+ tartalom esetében felszabadulás jelentkezik, ami megnöveli a kicserélhető és az oldatban lévő NH_4^+ mennyiségét (STEFFENS és SPARKS, 1997). GREEN és munkatársai (1994) eredményei szintén alátámasztják a szakirodalmi adatokat, mely szerint a megemelkedő kicserélhető NH_4^+ tartalom a fixált NH_4^+ koncentrációjának megemelkedését eredményezi, a fixált NH_4^+ jelentős része pedig a kicserélhető NH_4^+ nitrifikációját követően ismét felszabadul elérhetővé válva a növények és mikroorganizmusok számára.

A fixáció jellemzően gyorsabb folyamat, mint a felszabadulás (BEAUCHAMP és DRURY, 1991). KOWALENKO (1978) kimutatta, hogy a kísérlet elején az azonnal fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ 66%-a szabadult fel a 17 hónapos kísérlet első 86 napja alatt. BEAUCHAMP és DRURY (1991) vizsgálatai során a 30 nap alatt fixált NH_4^+ 10%-a szabadult fel a következő 30 nap során. STEFFENS és SPARKS (1997) vizsgálatai kimutatták, hogy a teljes fixált NH_4^+ mennyiség 4-25% szabadult fel, melynek értéke az altalajban alacsonyabb volt, mint a feltalajban. A különbséget azzal magyarázták, hogy az altalajban nagyobb mennyiségű, a talaj képződésekor az agyagásványok rétegeiben fixált NH_4^+ található, amely sokkal szorosabban kötődik az ásványokhoz, mint a közelmúltban az agyagásványok rétegeinek szélén fixált NH_4^+ . Számos más tanulmány is kimutatta, hogy a frissen, jellemzően a műtrágyázás következtében fixált NH_4^+ sokkal könnyebben felszabadul, mint a talajképződéskor fixált „native” NH_4^+ (KUDEYAROV, 1981; KEERTHISINGHE et al., 1984). Mezőgazdasági szempontból kiemelt jelentőséggel bír az NH_4^+ megkötés dinamikája (TANG et al., 2008), mivel a műtrágyázást követő gyors fixációt követően a megkötött NH_4^+ egy része fokozatosan, jóval nagyobb idő alatt felszabadulva növeli a talaj elérhető N készletét (SCHERER és MENGEL, 1986; SMITH et al., 1994; CAVALLI et al., 2015).

A hazai szakirodalmi források is jellemzően agrokémiai szempontból vizsgálják a talaj NH_4^+ tartalmát, azonban döntően a kicserélhető formában jelen lévő NH_4^+ mennyiségére fókuszálnak (HOFFMANN, 1991; NÉMETH, 2002; NÓTÁS et al., 2002; GULYÁS et al., 2014; MONOSTORI, 2016), a fixált NH_4^+ meghatározása – közvetett hatása révén – nem tartozik a rutin mérési eljárások közé. A talaj szervesetlen nitrogéntartalmának környezetvédelmi vonatkozásait is számos hazai tanulmány vizsgálta, itt ugyanakkor döntően a nitrát-ion került a kutatások fókuszpontjába (KÁDÁR és NÉMETH, 1993; NÉMETH, 1995; IZSÁKI és IVÁNYI, 2005; JAKAB et al., 2017; PÁSZTOR et al., 2017).

Jelen tanulmány az NH_4^+ fixáció folyamatának környezetvédelmi vonatkozásaira fókuszál, így a kommunális szennyvízből a talajba jutó és az ásványi frakcióban fixált NH_4^+ talajvíz-tisztulási folyamatokat befolyásoló szerepét kívánja bemutatni és értékelni egy szigeteléssel nem rendelkező szennyvízakra közvetlen környezetében.

Anyag és módszer

A mintaterület bemutatása

A települési környezet legfontosabb pontszerű szennyezőforrásainak a szigetetlen kommunális szennyvízleürítők tekinthetők. A szennyvízknákból kiáramló szennyvíz talajra és talajvízre gyakorolt hatását egy a település központjában lévő szennyvízakra vizsgálatával kívántuk értékelni. A vizsgálatba vont településen, Bárádon az Új Magyarország Fejlesztési Terv Környezet és Energia Operatív Program támogatásával, 2014-re készült el a szennyvízelvezető csatornahálózat, melyre 2017-re a háztartások több mint 90%-a rácsatlakozott.

1. ábra

A mintaterület, valamint a szennyvízakra és a monitoring kút elhelyezkedése.

A vizsgált szennyvízakra és az attól egy méter távolságban létesített monitoring kút a Nagy-Sárréten, Bárádon helyezkedik el (1. ábra). A település jellegzetes alföldi középfalu, lakosságszáma 2567 fő (KSH, 2020). A környező területekhez viszonyított alacsony tengerszintfeletti magasság következtében a talajvízszint a felszínhez közel, 1–2 m mélyen húzódik, így valamennyi talajtípusa vízhatás alatt

képződött (MICHÉLI et al., 2006). A településen a World Reference Base for Soils nemzetközi talajosztályozási rendszer alapján Chernozem és Anthrosol talajtípusokat határoztunk meg (MESTER et al., 2017b).

A vizsgálatba vont 4 fős háztartás éves vízfogyasztása a közüzemi számlák alapján jellemzően 180 m³ körül alakult, melyből 85–90 m³ szennyvizet szállítottak el. A szennyvízszállítást általában havonta végezték, azonban a nyári hónapokban nem volt szükség szennyvízszállításra, a keletkező szennyvíz teljes mennyisége a talajba szivárgott. A háztartás vízfogyasztási és szennyvízszállítási adatait vizsgálva megállapítottuk, hogy éves szinten hozzávetőlegesen 75–80 m³ szennyvíz szivárog a talajba, talajvízbe. Ez napi mennyiségre levetítve 220–230 liter elszivárgó szennyvizet jelent, ami komoly terhelésnek számít. A háztartás 2014-ben kötött rá a szennyvízcsatorna hálózatra, így az aknába több szennyvíz nem jutott.

A 2,2 m mélységű szennyvízszárazkútól 1 m távolságban létesített monitoring kútból 2012 óta történnek havi vízmintavételezések az MSZ ISO 21464:1998 szabványnak megfelelően, háromszoros kúttérfogatnyi víz kitermelését követően. 2019 nyarán a monitoring kutat újból ki kellett alakítanunk, mert a csatornázást követően a talajvízszintben jelentős csökkenés következett be, s a talajvíz szintje szárazabb időszakokban nem érte el a szűrőzött zónát. A 4 m mély fúrászelvény létesítésekor 20 centiméterenként talajmintát gyűjtöttünk be.

Laboratóriumi vizsgálatok

A talajtextúra meghatározása Köhn-féle ülepitéses módszerrel történt (MÜLLER et al., 2009). A begyűjtött vízminták NH₄⁺ tartalmát az Egységes Vízvizsgálati Módszerek alapján határoztuk meg (LITERÁTHY, 1973).

A talaj kicserélhető NH₄⁺ tartalmát 1M KCl oldat hozzáadását követő két órás rázatás után áramlásinjekciós elemzéssel és spektrometriás méréssel (FIAstar 5000 Analyzer, Foss Tecator), a gáz félig áteresztő membrán segítségével, ISO 11732 eljárás (2005) szerint határoztuk meg.

A talajban fixált NH₄⁺ mennyiségének meghatározását SILVA és BREMMER (1966) módszerével, BEUTERS és SCHERER (2012) módosítása szerint végeztük el. A módosított eljárás egyik legjelentősebb előnye, hogy elkerülhető az igen veszélyes, tömény HF oldat használata, emellett a rendkívül időigényes mérési procedura valamelyest rövidül. A maximum 40°C-on kiszáritott, 1 mm szitán átengedett talajmintához (2,00 g) a kicserélhető NH₄⁺ és a szerves N eltávolítása céljából 40 ml lúgos kálium-hipobromit-oldatot (KOB₂-KOH) adtunk. Két óra állás után 120 ml desztillált vizet adtunk a szuszpenzióhoz és pontosan 5 percig forraltunk. Egy éjszakás állást követően az előkezelt mintákat háromszor 0,5 M KCl-oldattal, 3400 rpm fordulatszámon 10 perces időtartamokban centrifugálással átmostuk. Az átmosott talajmintákhoz a talajszilikátok elbontása érdekében 40 ml 5M HF:1M HCl oldatot adtunk és 20 órán át ráztattuk. Ezt követően a savkivonatban található NH₄⁺ koncentrációját vízgőzdesztillációval (Büchi K-350, Büchi Labortechnik AG, Svájc), és 0,005 M sósavval történő titrálassal határoztuk meg (G20 Compaq titrátor, Mettler-Toledo AG, Svájc).

A korrelációs vizsgálatokat, valamint a tanulmányban található diagramok szerkesztését IBM SPSS 22 szoftverrel végeztük el.

Eredmények

A Köhn-féle ülepítéssel meghatározott textúra alapján a fúrásszelvényben a finom szemcsefrakciók ($<0,02$ mm) az uralkodók, az agyag és iszapfrakció együttes aránya a 60-280 cm-es zónában 70%-feletti, és csupán a szintek 10%-ban alacsonyabb, mint 60% (2. ábra). Az agyagtartalom a felső 80 cm kivételével 20% feletti, a 200-280 cm-es zónában pedig meghaladja a 30%-ot. A homokfrakció a 300-400 cm-es zónában emelkedik meg jelentősebben, 35% fölé. A fizikai talajfésülés a szintek döntő részében agyagos vályog (60%) és vályog (25%).

2. ábra

A szennyvízaktától 1 m távolságra található monitoring kút fúrásszelvényének textúrája.

A szigeteletlen szennyvízaktából kiáramló szennyvíz helyben jelentősen megemelte a talajvíz szintjét, mely az akna működési időszakában 70–140 cm között ingadozott (3. ábra). A szennyvízkiáramlás megszűnését követően jelentős vízszintcsökkenést mutattunk ki, a nyugalmi vízszint mélysége 2019-re 2,4 m alá csökkent. Ugyan a vízszint az elmúlt években a csapadékviszonyok által is

befolyásolva, jelentősnek mondható ingadozást mutatott, azonban egyetlen alkalommal sem mértünk 130 cm-nél magasabb vízszintet.

3. ábra

A nyugalmi talajvízszint alakulása a monitoring kútban a csatornázás előtt (2012–2014) és a csatornázás után (2014–2019).

A szennyvíznak a működési fázisában a mindössze 1 m távolságban kialakított monitoring kútban a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet felszín alatti vizekre vonatkozó $0,5 \text{ mg l}^{-1}$ (NH_4^+) szennyezettségi határértéket sokszorosán meghaladó ($>100\times$) NH_4^+ koncentrációkat mértünk a 2012–2014-es időszakban, mely a terület jelentős szennyezettségét bizonyítja (4. ábra). A koncentrációk egy viszonylag szűk tartományban $55\text{--}75 \text{ mg l}^{-1}$ között ingadoztak, mely a kommunális szennyvíz viszonylag állandó nitrogén tartalmát jelzi. A szennyvízkiáramlás megszűnését követően (2014 második fele) a talajvíz NH_4^+ koncentrációjában azonnali csökkenést tapasztaltunk. A csatornázást követő években nem mutattunk ki 50 mg l^{-1} feletti NH_4^+ koncentrációt. 2016-ban a legalacsonyabb ($5\text{--}35 \text{ mg l}^{-1}$), a 2018 és 2019-es években pedig ismét igen magas $27\text{--}57 \text{ mg l}^{-1}$ közötti koncentrációkat mértünk. Szakirodalmi források több esetben is utalnak arra, hogy a magas NH_4^+ tartalom friss szerves szennyezésre utal (BARÓTFI, 2000), ugyanakkor jelen esetben a magas koncentrációk nem utalhatnak friss szennyezésre, hiszen az egyetlen szennyezőforrást 5 évvel ezelőtt felszámolták. Feltételezésünk szerint a magas NH_4^+ koncentrációk forrását a talajban felhalmozódó, fixált NH_4^+ biztosítja.

4. ábra

A talajvíz NH_4^+ tartalma a csatornázás előtt (2012–2014) és a csatornázás után (2014–2019).

A szakirodalmi adatok elemzésekor már rámutattunk arra, hogy az agyagásványok és az iszap frakció által megkötött kicserélhető és fixált NH_4^+ a talajvízben bekövetkező koncentráció-csökkenéssel párhuzamosan ismét oldatba mehet. Így a mintaterületen lezajló tisztulási folyamatokat nagyban befolyásolhatja a talajban megkötődő szervesetlen nitrogén mennyisége. Feltételezésünk bizonyítása érdekében meghatároztuk a 2019 nyarán újból kialakított 4 m mélységű monitoring kút fúrásszelvényéből 20 centiméterenként begyűjtött talajminták kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$, valamint fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmát (5. ábra).

A kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációja a talaj felső 220 cm-es zónájában igen alacsony szinten, 2–7 mg kg^{-1} érték között alakul (5. ábra). A 220–240 cm-es rétegben radikális emelkedést tapasztaltunk, a talaj $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalma a felsőbb szintek átlagértékéhez képest ötvenszeresére, 185,9 mg kg^{-1} értékre növekedett. Ezt követően a 400 cm-es mélységig csökkenő tendenciát mutattunk ki. A felső 2 méteres rétegben mért alacsony értékek azzal magyarázhatók, hogy oxidatív körülmények között a kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ nem halmozódik fel, hanem nitráttá oxidálódik. Ezt alátámasztja a $\text{NO}_3\text{-N}$ szelvényen belüli eloszlása, mely épp abban a rétegben mutatja a legmagasabb értékeket, ahol a kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ a legalacsonyabb (5. ábra). A telített zónában a redukzív körülmények következtében azonban gátolt az NH_4^+ nitráttá alakulása, melynek következtében jelentősen megnő a kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$

koncentrációja. Ezt alátámasztják a talajvízszint adatok is, hiszen 2019-ben a talajvíz szintje 2,07–2,46 m között ingadozott.

5. ábra

A monitoring kút fúrászelvényének kicserélhető NH₄-N, fixált NH₄-N, valamint NO₃-N tartalma, 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnése után (2019).

A fűrasszelvényben a $\text{NO}_3\text{-N}$ jelentős mértékű akkumulációját mutattuk ki (5. ábra). A 60-220 cm-es rétegben 100 mg kg^{-1} fölötti értékeket mértünk, a $\text{NO}_3\text{-N}$ maximuma pedig a 100-140 cm-es zónában jelentkezett ($>300 \text{ mg kg}^{-1}$). A NO_3^- koncentrációk vertikális alakulása, a nitrát-csúcs megjelenése szintén jelentős szennyezettséget mutat. A nitrát-csúcs NO_3^- ionra számolva $> 1300 \text{ mg kg}^{-1}$, ami $>2,5$ -szerese a 6/2009. (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendeletben a földtani közeg nitrát tartalmára megadott határértéknek (500 mg kg^{-1}).

A fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ szelvényen belüli lefutása nagyfokú hasonlóságot mutat a kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációval (5. ábra). 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnését követően a teljes szelvényben $176,9 \text{ mg kg}^{-1}$ -nál magasabb értékeket mutattunk ki. Viszonylag kismértékű koncentráció-emelkedés a 100-140 cm-es zónában is megfigyelhető, igen jelentős mértékű emelkedés ugyanakkor itt is a 220-240 cm-es rétegtől kezdődik. A 220-240 cm-es rétegben mértük a maximum értéket ($475,1 \text{ mg kg}^{-1}$), mely több mint 2,5-szerese a felsőbb szintek fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmának.

A mélyebb rétegekben lassú csökkenés következik, de a 220-380 cm-es zónában még mindig 350 mg kg^{-1} értéknél magasabb koncentrációkat mutattunk ki. A 380-400 cm-es rétegben $291,1 \text{ mg kg}^{-1}$ -ra csökken a koncentráció, mely azonban továbbra is jelentős felhalmozódásra utal.

Korrelációs vizsgálatokkal megállapítottuk, hogy a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációja sem az agyagfrakcióval ($r=0,430$), sem a homokfrakcióval ($r=0,147$) nem áll szignifikáns pozitív kapcsolatban, az iszapfrakcióval pedig közepes erősségű negatív kapcsolatot ($r=-0,653$) mutattunk ki. Negatív korreláció azért mutatható ki, mert az NH_4^+ a szennyvízkiáramlás miatt pont abban a zónában dúsult fel, ahol az iszapfrakció aránya lecsökkent. Az agyag és iszapfrakció együttes értéke nem mutat szignifikáns kapcsolatot ($r=-0,159$) a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalommal.

Következtetések

Öt évvel a szennyezőanyag utánpótlás megszűnését követően, a talajvízben az NH_4^+ koncentrációja ($38\text{--}57 \text{ mg l}^{-1}$) továbbra is sokszorosán meghaladta a szennyezettségi határértéket ($0,5 \text{ mg l}^{-1}$), mely alapján megállapítottuk, hogy a talajvízbe továbbra is nagy mennyiségű NH_4^+ kerül. Szakirodalmi források több esetben is utalnak arra, hogy a magas NH_4^+ tartalom friss szerves szennyezést jelez, ugyanakkor jelen esetben a magas koncentrációk nem utalhatnak friss szennyezésre, hiszen az egyetlen szennyezőforrást 5 évvel ezelőtt felszámolták. A talaj kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmának meghatározásával bizonyítottuk, hogy az utánpótlást a talajban található nagy mennyiségű NH_4^+ biztosítja, melynek jelentős mértékű felhalmozódását a 220-380 cm-es zónában mutattuk ki. A fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ maximum értékét ($475,1 \text{ mg kg}^{-1}$) a 220-240 cm-es rétegben mértük, mely több mint 2,5-szerese a felsőbb szintek fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmának. Ugyanebben a rétegben mértük a kicserélhető $\text{NH}_4\text{-N}$ maximális koncentrációját is ($185,9 \text{ mg kg}^{-1}$), ami a felsőbb szintek átlagértékének ötvenszerese. Ezek alapján arra következtettünk, hogy a szennyvízkiáramlás ebben a mélységben volt a legintenzívebb. Ezzel magyarázható az is, hogy esetünkben nem tudtuk kimutatni a szakirodalomban általánosan

elfogadott összefüggést a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalom és a talaj szemcseösszetétele között, mivel a fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalom vertikális alakulását elsősorban a szennyvízkiáramlás határozta meg.

Eredményeink alátámasztják azon szakirodalmi adatokat, melyek kimutatták, hogy a talajban található kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ a talajvízben bekövetkező koncentráció-csökkenéssel párhuzamosan ismét oldatba mehet, biztosítva ezzel a talajvíz továbbra is magas NH_4^+ koncentrációját.

A fúrászelvény telítetlen zónájában a NO_3^- jelentős mértékű akkumulációját mutattuk ki. A nitrátfelhalmozódás maximuma a vizsgálat időpontjában abban a 100-140 cm-es zónában húzódott ($>1300 \text{ mg kg}^{-1}$), amely a csatornázás előtt folyamatosan a telített zónához tartozott. A csatornázást követően lecsökkenő vízszint következtében beindulhatott a nitrifikáció, melynek forrását a korábban megkötött kicserélhető és fixált NH_4^+ képezte.

Vizsgálataink rámutattak arra, hogy a talajban megkötött NH_4^+ mennyisége, valamint a telített és a telítetlen zóna dinamikája döntően befolyásolja a talajvízben lejátszódó tisztulási és nitrifikációs folyamatokat.

Összefoglalás

A talajvíz megemelkedő NH_4^+ tartalma a talaj kicserélhető és fixált NH_4^+ tartalmának megemelkedését eredményezi. A talajban megkötődő NH_4^+ a talajoldat hígulásával párhuzamosan a fixálódásnál lassabb ütemben ismét oldatba mehet. Ez a folyamat nagyban befolyásolja a talajvíz NH_4^+ tartalmát. A szennyvízelvezető csatornahálózattal nem rendelkező településeken a szigeteletlen szennyvízszárazcsatornából kiáramló szennyvíz magas NH_4^+ tartalma jelentősen megemelheti a talaj fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmát, mely a szennyezőforrások esetleges megszüntetése után is jelentős hatást gyakorolhat a talajvíz minőségére.

Tanulmányunkban egy szigeteletlen kommunális szennyvízszárazcsatorna környezetében vizsgáltuk a talaj fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ tartalmának a talajvíz tisztulási folyamataira gyakorolt hatását. A mintaterületen található szennyvízszárazcsatornát 27 éves működést követően 2014-ben számolták fel a településen kiépülő szennyvízelvezető csatornahálózattal párhuzamosan. Az akna működési idejében 2012-ben és 2013-ban, a tőle 1 m távolságban kialakított monitoring kút vizében igen magas, $55\text{--}75 \text{ mg l}^{-1}$ NH_4^+ tartalmat mértünk évszakos mintavételezéseink során. A 2014-ben megszűnő szennyvízkiáramlás azonnal csökkenő koncentrációkat eredményezett, azonban 5 évvel a szennyezőanyag utánpótlás megszűnését követően, továbbra is a szennyezettségi határértéket ($0,5 \text{ mg l}^{-1}$) sokszorosan meghaladó ($35\text{--}57 \text{ mg l}^{-1}$) koncentrációkat mértünk. Az igen magas koncentráció azt feltételezi, hogy a talajvízrendszerbe továbbra is nagy mennyiségű NH_4^+ jut.

Ennek bizonyítása érdekében meghatároztuk a talaj kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$, valamint $\text{NO}_3\text{-N}$ tartalmát 20 centiméterenként 4 m mélységig. Méréseink alapján a kicserélhető és fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ jelentős mértékű akkumulációját mutattuk ki a 220-400 cm-es zónában. A fixált $\text{NH}_4\text{-N}$ koncentrációja a 220-240 cm-es szintben mutatta a legmagasabb, 457 mg kg^{-1} értéket, amiből arra következtethetünk, hogy a szennyvízkiáramlás itt volt a legintenzívebb. A mélyebb rétegekben lassú csökkenés

következik, de a 220-380 cm-es zónában 350 mg kg⁻¹ értéknél magasabb koncentrációkat mutattunk ki. Korrelációs vizsgálatokkal igazoltuk, hogy a fixált NH₄-N mennyisége nem mutat korrelációt a szemcseösszetétellel, így kijelenthető, hogy a fixált NH₄-N tartalom vertikális alakulását döntően a szennyvízkiáramlás és annak mélysége határozza meg. A fúrászelvény telítetlen zónájában a NO₃-N jelentős mértékű akkumulációját mutattuk ki. A 100-140 cm-es zónában megfigyelhető nitrát-csúcs értéke több mint 2,5-szerese a földtani közeg nitrát tartalmára megadott határértéknek. Eredményeink alapján kijelenthetjük, hogy 5 évvel a szennyvízkiáramlás megszűnését követően a talajban továbbra is igen jelentős mennyiségű kicserélhető és fixált NH₄-N található, mely folyamatos oldatba jutásával továbbra is hozzájárul a talajvíz magas NH₄⁺ tartalmához. Az akna közvetlen környezetében található szennyezett talaj ennek következtében továbbra is szennyezőforrásként jelenik meg.

Kulcsszavak: fixált ammónium, kicserélhető ammónium, nitrát, talajvíz, szennyvíz

Köszönetnyilvánítás

A tanulmány alapjául szolgáló kutatást az Innovációs és Technológiai Minisztérium által meghirdetett Felsőoktatási Intézményi Kiválósági Program NKFIH-1150-6/2019 számon támogatta, a Debreceni Egyetem 4. tématerületi programja keretében.

Irodalomjegyzék

- ALLISON, F. E., DOETSCH, J. H., & ROLLER, E. M., 1953. Availability of fixed ammonium in soils containing different clay minerals. *Soil Science*. **75**. (5) 361–382.
- BANERJEE, S., & GUPTA, S., 1982. Az ammónium átalakulása néhány nyugat-bengáliai rizsföld elárasztott talajában. *Agrokémia és Talajtan*. **31**. (1–2) 61–72.
- BARÓTFI, I., 2000. Környezettechnika. Mezőgazda Kiadó, Budapest.
- BEAUCHAMP, E. G., & DRURY, C. F. 1991. Ammonium fixation, release, nitrification, and immobilization in high-and low-fixing soils. *Soil Science Society of America Journal*. **55**. (1) 125–129.
- BEUTERS, P., & SCHERER, H. W., 2012. Modification of the standard method for determination of non-exchangeable NH₄-N in soil. *Plant, Soil and Environment*. **58**. (12) 557–560.
- BURUCS K., 1987. Vízszennyezés Magyarországon 1949–1980. História. 18–21.
- CAVALLI, D., CONSOLATI, G., MARINO, P., & BECHINI, L., 2015. Measurement and simulation of soluble, exchangeable, and non-exchangeable ammonium in three soils. *Geoderma*, **259**. 116–125.
- FEIGIN, A., & YAALON, D. H., 1974. Non-exchangeable ammonium in soils of Israel and its relation to clay and parent materials. *Journal of Soil Science*. **25**. (3) 384–397.

- GREEN, C. J., BLACKMER, A. M., & YANG, N. C., 1994. Release of fixed ammonium during nitrification in soils. *Soil Science Society of America Journal*. **58**. (5) 1411–1415.
- GULYÁS, M., BÉRES, A., ALEKSZA, L., & FÜLEKY, G., 2014. Biogázüzemi erjesztési maradékok mezőgazdasági értéke. *Economica*. **7**. (3) 1585–6216.
- HINMAN, W. C., 1964. Fixed ammonium in some Saskatchewan soils. *Canadian Journal of Soil Science*. **44**. (1) 151–157.
- HINMAN, W. C., 1966. Ammonium fixation in relation to exchangeable K and organic matter content in two Saskatchewan soils. *Canadian Journal of Soil Science*. **46**. (3). 223–225.
- HOFFMANN S., 1991: A talaj ammónium- és nitrátkészletének aránya N-trágyázott kukorica kísérletekben. XXXIII. Georgikon Napok, Keszthely. II. kötet. pp. 76–77 .
- HOU, L., HU, B. X., QI, Z., & YANG, H., 2018. Evaluating equilibrium and non-equilibrium transport of ammonium in a loam soil column. *Hydrological Processes*. **32**. (1) 80–92.
- JAKAB, G. I., KARSAI, G., SZALAI, Z., & SZABÓ, J. A., 2017. Nitrate loss from fertilized crop fields: does slope steepness matter?. *Tájökológiai Lapok*. **15**. (2) 77–84.
- IZSÁKI, Z., & IVÁNYI, I., 2005. Effect of Mineral Fertilization on NO₃-N Leaching on Clay Soil. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **36**. (1–3) 383–391.
- JENSEN, E. S., CHRISTENSEN, B. T., & SØRENSEN, L. H., 1989. Mineral-fixed ammonium in clay-and silt-size fractions of soils incubated with ¹⁵N-ammonium sulphate for five years. *Biology and Fertility of Soils*. **8**. (4) 298–302.
- KÁDÁR, I., & NÉMETH, T., 1993. Nitrát bemosódásának vizsgálata műtrágyázási tartamkísérletben. *Növénytermelés*. **42**. (4) 331–338.
- KEERTHISINGHE, G., MENGEL, K., & DE DATTA, S. K., 1984. The Release of Nonexchangeable Ammonium (¹⁵N Labelled) in Wetland Rice Soils 1. *Soil Science Society of America Journal*. **48**. (2) 291–294.
- KOWALENKO C.G.(1978): Nitrogen transformations and transport over 17 months in fieldfallow microplots using ¹⁵N. *Canadian Journal of Soil Science*. **58**. 69–76.
- KOWALENKO, C. G., & ROSS, G. J., 1980. Studies on the dynamics of "recently" clay-fixed NH₄⁺ using ¹⁵N. *Canadian Journal of Soil Science*. **60**. (1) 61–70.
- KSH, 2020. Magyarország állandó lakosságának száma az év első napján megyei és települési bontásban. (<https://nyilvantarto.hu/hu/statisztikak?stat=kozerdeku>)
- KUDEYAROV, V. N., 1981. Mobility of fixed ammonium in soil. *Ecological Bulletins*. 281–290.
- LITERÁTHY P.,1973. Egységes vízvizsgálati módszerek I. Kémiai módszerek, 1. kötet, Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet IV. Vízhíminőségi és Víztechnológiai Főosztálya, 233 p.
- LOCH, J., 2001. A talajok N-ellátottságának megítélése. *Agrokémia és Talajtan*. **50**. (1–2) 154–159.
- MCBETH IG., 1917. Fixation of ammonium in soils. *Journal of Agricultural Research* **9**. 141–155.

- MICHÉLI, E., FUCHS, M., HEGYMEGI, P., & STEFANOVITS, P., 2006. Classification of the major soils of Hungary and their correlation with the World Reference Base for Soil Resources (WRB). *Agrokémia és Talajtan*. **55**. (1) 19–28.
- MOLA ALI ABASIYAN, S., & TOWFIGHI, H., 2018. Kinetics of competitive fixation of potassium and ammonium ions by silt component of soils from different agro-climatic regions. *Communications in Soil Science and Plant Analysis*. **49**. (6) 675–688.
- MONOSTORI, I., ÁRENDÁS, T., HOFFMAN, B., GALIBA, G., GIERCZIK, K., SZIRA, F., & VÁGÚJFALVI, A., 2016. Relationship between SPAD value and grain yield can be affected by cultivar, environment and soil nitrogen content in wheat. *Euphytica*. **211**.(1) 103–112.
- MSZ ISO 21464:1998 SZ. SZABVÁNY – Mintavétel felszín alatti vizekből.
- MESTER, T., SZABÓ, G., BESSENYEI, É., KARANCSI, G., BARKÓCZI, N., & BALLA, D., 2017a. The effects of uninsulated sewage tanks on groundwater. A case study in an eastern Hungarian settlement. *Journal of Water and Land Development*, **33**. (1) 123–129.
- MESTER, T., BALLA, D., BOTOS, Á., SZABÓ, G., SÁNDOR, G., NOVÁK, T., 2017b. Az antropogén hatások mértékének és jelentőségének értékelése WRB irányelvek alapján tiszántúli kertek talajaiban. *Talajvédelem*. **Klsz.** 179–187.
- MESTER, T., BALLA, D., KARANCSI, G., BESSENYEI, É., & SZABÓ, G., 2019. Effects of nitrogen loading from domestic wastewater on groundwater quality. *Water SA*, **45**. (3) 349–358.
- MÜLLER, H. W., DOHRMANN, R., KLOSA, D., REHDER, S., & ECKELMANN, W., 2009. Comparison of two procedures for particle-size analysis: Köhn pipette and X-ray granulometry. *Journal of Plant Nutrition and Soil Science*. **172**. (2) 172–179.
- NÉMETH, T., 1995. Nitrogen in Hungarian soils—nitrogen management relation to groundwater protection. *Journal of Contaminant Hydrology*. **20**. (3–4) 185–208.
- NÉMETH, T., 2002. Talajaink nitrogén-tartalma és a nitrogén trágyázás. *Agrártudományi Közlemények*. **9**. 51–61.
- NIEDER, R., BENBI, D. K., & SCHERER, H. W., 2011. Fixation and defixation of ammonium in soils: a review. *Biology and Fertility of Soils*. **47**. (1) 1–14.
- NOMMIK, H., 1965. Ammonium fixation and other reactions involving a nonenzymatic immobilization of mineral nitrogen in soil. *Soil Nitrogen*. **10**. 198–258.
- NOMMIK, H., & VAHTRAS, K., 1982. Retention and fixation of ammonium and ammonia in soils. *Nitrogen in Agricultural Soils*. **22**. 123–171.
- NÓTÁS, E., DEBRECZENI, K., FISCHL, K., & HELTAI, G., 2002. Transformation of nitrogen fertilizers in greenhouse experiments. *Agrokémia és Talajtan*. **51**. (1–2) 147–156.
- OSBORNE, G. J., 1976. The significance of intercalary ammonium in representative surface and subsoils from southern New South Wales. *Soil Research*. **14**. (3) 381–388.

- PÁSZTOR, L., LABORCZI, A., TAKÁCS, K., SZATMÁRI, G., FODOR, N., ILLÉS, G., FARKAS-IVÁNYI, K., BAKACSI, Z., SZABÓ, J., 2017. Compilation of functional soil maps for the support of spatial planning and land management in Hungary. In *Soil Mapping and Process Modeling for Sustainable Land Use Management*. Elsevier. (pp. 293–317)
- ROBERTSON, W. D., MOORE, T. A., SPOELSTRA, J., LI, L., ELGOOD, R. J., CLARK, I. D., & NEUFELD, J. D., 2012. Natural attenuation of septic system nitrogen by anammox. *Groundwater*. **50**. (4) 541–553.
- SCHERER, H. W., & MENGEL, K., 1986. Importance of soil type on the release of nonexchangeable NH_4^+ and availability of fertilizer NH_4^+ and fertilizer NO_3^- . *Fertilizer Research*. **8**. (3) 249–258.
- SCHERER, H. W., FEILS, E., & BEUTERS, P., 2014. Ammonium fixation and release by clay minerals as influenced by potassium. *Plant, Soil and Environment*. **60**. (7) 325–331.
- SMITH, S. J., POWER, J. F., & KEMPER, W. D., 1994. Fixed ammonium and nitrogen availability indexes. *Soil Science*. **158**. (2) 132–140.
- SCHNEIDERS, M., & SCHERER, H. W., 1996. The influence of “puddling” on redox potential, fixation and release of nonexchangeable ammonium and its effect on rice growth in flooded soils. In: *Proceedings of the 4th ESA Congress, Veldhoven–Wageningen, The Netherlands*. pp. 7–11.
- SILVA, J.A., BREMNER, J.M., 1966. Determination and isotope-ratio analysis of different forms of nitrogen in soils: 5. Fixed ammonium. *Soil Science Society of America Journal*. **30**. 587–594.
- STEFANOVITS, P., FILEP, G., FÜLEKY, G. 2011. *Talajtan, Mezőgazda Kiadó*
- STEFFENS, D., & SPARKS, D. L., 1997. Kinetics of nonexchangeable ammonium release from soils. *Soil Science Society of America Journal*. **61**. (2) 455–462.
- STUCKI, J. W., GOLDEN, D. C., & ROTH, C. B., 1984. Effects of reduction and reoxidation of structural iron on the surface charge and dissolution of dioctahedral smectites. *Clays and Clay Minerals*. **32**. (5) 350–356.
- TANG V., WANG X.-Z., ZHAO H.-T., FENG K., 2008. Effect of potassium and C/N ratios on conversion of NH_4^+ in soils. *Pedosphere*. **18**. 539–544
- ISO 11732:2005 Water quality — Determination of ammonium nitrogen — Method by flow analysis (CFA and FIA) and spectrometric detection
- WAKIDA, F. T., & LERNER, D. N., 2005. Non-agricultural sources of groundwater nitrate: a review and case study. *Water Research*. **39**. (1) 3–16.

Effects of fixed ammonium ion content of the soil on groundwater purification processes after the elimination of the pollution source in municipal environment

¹*Tamás MESTER, ²Daniele CAVALLI, ³Dániel BALLA, ⁴György SZABÓ

¹ Department of Landscape Protection and Environmental Geography, University of Debrecen, Debrecen, ²Department of Agricultural and Environmental Sciences – Production, Landscape, Agroenergy, University of Milan, Milan, ³Department of Computer Graphics and Image Processing, University of Debrecen, ⁴Department of Landscape Protection and Environmental Geography, University of Debrecen, Debrecen

Summary

Growing NH_4^+ content of groundwater results in increasing exchangeable and fixed ammonium ion content of the soil. NH_4^+ bond in the soil may go again into solution parallel with the dilution of the soil solution but at a slower rate than fixing. This process influences significantly the NH_4^+ content of the soil. In settlements with no sewerage system the high NH_4^+ content of sewage flowing out of uninsulated septic tanks may increase the fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ content of the soil that could have a significant effect on the quality of groundwater even after the potential disappearance of pollution sources.

In this study the effects of the fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ content of the soil around an uninsulated residential septic tank on the purification processes of the groundwater were investigated. The septic tank in the study area was dismantled in 2014 after 27 years of operation as a sewerage system was constructed. When the tank was still in operation in 2012 and 2013, very high, 55–75 mg l^{-1} NH_4^+ content was measured in the water of the monitoring well 1 metre from the tank in the course of seasonal sampling. When sewage outflow was terminated in 2014 concentrations decreased right away but even 5 years after pollutant supply was stopped, concentrations (35–57 mg l^{-1}) highly exceeding the pollution limit (0.5 mg l^{-1}) were measured. Considering this very high concentration, it can be assumed that great amount of NH_4^+ is still released into the groundwater.

In order to prove this, the exchangeable and fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ and $\text{NO}_3\text{-N}$ contents of the soil were determined by 20 cm down to a depth of 4 metres (2019). The measurements indicated the significant accumulation of exchangeable and fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ in the zone between 220 and 400 cm. Highest fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ concentrations of 457 mg l^{-1} were found between 220 and 240 cm suggesting that sewage outflow was most intense at this depth. Slow decrease in concentrations can be observed in deeper zones but concentrations higher than 350 mg l^{-1} were measured between 220 and 380 cm. Based on correlation analyses, the quantity of fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ shows no correlation with the soil texture thus it can be stated that the vertical pattern of $\text{NH}_4\text{-N}$ content is determined dominantly by sewage outflow and its depth. In the unsaturated zone of the borehole a significant accumulation of $\text{NO}_3\text{-N}$ was also identified. The maximum

of $\text{NO}_3\text{-N}$ was found in the zone between 100 and 140 cm. The peak nitrate calculated for NO_3^- ion with a value $>1300 \text{ mg kg}^{-1}$ is 2.5 times the limit set for the nitrate content of the geological medium.

Based on the results, exchangeable and fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ contents in the soil are still very high, 5 years after sewage outflow was stopped. The continuous solution of this component still contributes to the high NH_4^+ content of the groundwater. As a result, the contaminated soil in the immediate environment of the septic tank is still a pollution source.

Keywords: fixed ammonium, exchangeable ammonium, nitrate, groundwater, wastewater

Tables and figures

Figure 1. Location of the study area (red dot), the sewage tank (purple dot) and the monitoring well (blue dot).

Figure 2. Texture of the borehole profile of the monitoring well located 1 m from the sewage tank. (1) clay, (2) silt, (3) sand, (4) depth from surface in cm.

Figure 3. Changes in groundwater levels in the monitoring well before (2012–2014) and after (2014–2019) the construction of sewerage. (1) measurement time, (2) before the construction of sewerage, (3) after the construction of sewerage, (4) water level in cm.

Figure 4. NH_4^+ content of groundwater before (2012–2014) and after (2014–2019) the construction of sewerage. (1) sampling time, (2) NH_4^+ content before the construction of sewerage, (3) NH_4^+ content after the construction of sewerage.

Figure 5. The content of exchangeable $\text{NH}_4\text{-N}$ (1), fixed $\text{NH}_4\text{-N}$ (2) and $\text{NO}_3\text{-N}$ (3) in the borehole of the monitoring well, 5 years after the cessation of the wastewater outflow (2019). (4) depth from surface in cm.

Open Access nyilatkozat: A cikk a Creative Commons Attribution 4.0 International License (<https://creativecommons.org/licenses/by/4.0>) feltételei szerint publikált Open Access közlemény, melynek szellemében a cikk bármilyen médiumban szabadon felhasználható, megosztható és újraközölhető, feltéve, hogy az eredeti szerző és a közlés helye, illetve a CC License linkje és az esetlegesen végrehajtott módosítások feltüntetésre kerülnek. (SID_1)