

DEBRECENI EGYETEM  
TERMÉSZETTUDOMÁNYI ÉS TECHNOLÓGIAI KAR  
TÁJVÉDELMI ÉS KÖRNYEZETFÖLDRAJZI TANSZÉK

**TALAJVÍZ KUTAK SZENNYEZETTSÉGÉNEK VIZSGÁLATA BÁRÁNDON**

**OTDK-DOLGOZAT**

Készítette: Mester Tamás

Debreceni Egyetem, Földrajz BSc, III. évfolyam

Földrajz-német tanári szakirány

Témavezető: Dr. Szabó György

Egyetemi docens

Debreceni Egyetem, Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék

Lezárás dátuma: 2012. 11. 10

# Tartalom

|    |                                                                                             |    |
|----|---------------------------------------------------------------------------------------------|----|
| 1. | Bevezetés .....                                                                             | 4  |
| 2. | Célkitűzések .....                                                                          | 6  |
| 3. | Irodalmi áttekintés .....                                                                   | 7  |
|    | 3.1 Talajvíz .....                                                                          | 7  |
|    | 3.2 A talajvízkutatás története .....                                                       | 7  |
|    | 3.3 Vízszennyezés .....                                                                     | 8  |
|    | 3.4 Vizek minősítése .....                                                                  | 9  |
|    | 3.5 Felszín alatti vizek állapota, védelme .....                                            | 9  |
| 4. | Anyag és módszer .....                                                                      | 11 |
|    | 4.1 A település általános jellemzése .....                                                  | 11 |
|    | 4.2 Mintavételezés, vizsgálatok .....                                                       | 12 |
|    | 4.3 A szennyezők kimutatása .....                                                           | 14 |
| 5. | Eredmények .....                                                                            | 16 |
|    | 5.1 Az ásott talajvíz kutak vizsgálatának eredményei .....                                  | 16 |
|    | 5.1.1 pH-érték .....                                                                        | 16 |
|    | 5.1.2 Ortofoszfát-ion .....                                                                 | 18 |
|    | 5.1.3 Elektromos vezetőképesség (EC) .....                                                  | 21 |
|    | 5.1.4 A nitrogénciklus .....                                                                | 23 |
|    | 5.1.5 Ammónium-ion .....                                                                    | 25 |
|    | 5.1.6 Nitrit-ion .....                                                                      | 26 |
|    | 5.1.7 Nitrát-ion .....                                                                      | 29 |
|    | 5.1.8 Nátrium-ion .....                                                                     | 33 |
|    | 5.1.9 Szervesanyag tartalom .....                                                           | 35 |
|    | 5.1.10 Arzén .....                                                                          | 37 |
|    | 5.2 Lokális szennyező források hatása az ásott kutak vizére egy konkrét példa alapján ..... | 38 |
|    | 5.2.1 Hőmérséklet .....                                                                     | 41 |
|    | 5.2.2 Vízmélység .....                                                                      | 41 |
|    | 5.2.3 Szervesanyag-tartalom .....                                                           | 42 |
|    | 5.2.4 pH-érték .....                                                                        | 43 |
|    | 5.2.5 Ammónium-ion .....                                                                    | 44 |

|                                                                                |    |
|--------------------------------------------------------------------------------|----|
| 5.2.6 Nitrit-ion .....                                                         | 46 |
| 5.2.7 Nitrát-ion.....                                                          | 47 |
| 5.2.8 Ortofoszfát-ion .....                                                    | 47 |
| 5.2.9 Elektromos vezetőképesség .....                                          | 48 |
| 5.2.10 Nátrium .....                                                           | 48 |
| 5.2.11 A szennyvíznek talajvízre gyakorolt hatása az eredmények tükrében ..... | 50 |
| 6. Összegzés .....                                                             | 52 |
| 7. Konklúzió .....                                                             | 53 |
| Köszönetnyilvánítás .....                                                      | 55 |
| Felhasznált irodalom .....                                                     | 56 |

## 1. Bevezetés

Földünkön közel 1 milliárd ember nem jut tiszta ivóvízhez. Az emberiség lélekszámának növekedése, az antropogén eredetű szennyezés egyre növekvő mértéke, valamint a klímaváltozás hatására megváltozó csapadékviszonyok miatt ez a szám várhatóan tovább nő majd. Ilyen körülmények között felértékelődik a tiszta víz, így azon országok geopolitikai helyzete, amelyek elegendő, tiszta vizet adó rezervoárral rendelkeznek. Magyarország ezen országok csoportjába tartozik, ám vízkészletei koránt sem tekinthetők korlátlanoknak. Ahhoz, hogy mind a lakosság, mind a mezőgazdaság és az ipar vízigényeit biztosítani tudjuk, méghozzá jó minőségű vízzel, elengedhetetlen a vízfelhasználás szabályozása. Az a tény, hogy hazánk területén a jövőben sem várható a jelenleginél nagyobb mennyiségű csapadék, sőt a várakozások az időbeli eloszlás változékonyságának növekedését helyezik kilátásba, még elkerülhetetlenebbé teszik vízkészleteink védelmét (VÁRALLYAY GY., 1994).

A nagy mennyiségű vízfelhasználást az egyre gyakoribb aszályok, tovább fokozzák, ami a vízháztartás egyensúlyának megbomlását eredményezheti. Ennek tényét, a Magyarországon bekövetkező események is igazolják. Az 1980-as években az igen nagy, felszín alatti forrásokból biztosított vízfelhasználás gyakran aszályos időszakokkal párosult, amely a vízkészletek csökkenéséhez vezetett. A probléma a Duna-Tisza közén volt a legsúlyosabb (KÖRNYEZETVÉDELEM, 2004). Ez azonban csak a mennyiségi oldalt jelenti. Az Alföld talajvízkészletei már oly mértékben elszennyeződtek, hogy emberi fogyasztásra teljesen alkalmatlanok, azonban öntözésre gyakorta használják.

A talajvíz fontosságát bizonyítja, hogy a talajvízből kapilláris vízemelkedéssel a felsőbb rétegekbe emelkedő víz mennyisége Magyarország teljes öntözési kapacitásának két-háromszorosa (VÁRALLYAY GY., 1980), ezért kiemelten fontos, hogy a növények számára megfelelő minőségű és mennyiségű víz álljon rendelkezésre. A talajvíz jelentősége továbbá abban van, hogy kapcsolatot biztosít a felszíni és a felszín alatt rétegvizek között (JUHÁSZ J., 1987). Így a talajvizek mennyiségének és minőségének védelme egyaránt kiemelten fontos.

A szennyezés egyidős az emberiséggel, azonban jelentős méreteket csak az ipari forradalmakat követően öltött, amikor a nagyüzemi termelés komoly környezetterhelő hatása mellé jelentős népességgkoncentráció is társult. Magyarországon az 1950-es 60-as években az egész országra kiterjedő, felszíni és felszín alatti vizeinket egyaránt veszélyeztető szennyezés kezdődött meg.

Az 50-es évek iparfejlesztéséhez nem társultak környezetvédelmi intézkedések, így a gyárak működése rendkívüli mértékű lokális környezeti terhelést jelentett. A mezőgazdaság

kemizálása addig nem látott diffúz foszfor és nitrogén szennyezést eredményezett, mely igen káros hatással volt a felszíni és felszín alatti vizeinkre (BURUCS K., 1987).

A 60-as években a vidéki lakosság csupán 5,2%-a használt vezetékes vizet, 4,8%-a közkutakból jutott ivóvízhez, 52,6% saját kutat használt, míg 37,4% egyéb forrásokból szerezte be az ivóvizet. A különböző típusú kutak vízminősége pedig jórészt nem felelt meg az előírt szabványoknak (BERKY L., PÁLINKÁS L., 1976). Ez a szennyezettségi szint már komoly egészségügyi kockázatokkal járt, mely legszembetűnőbben a methemoglobinemiás esetek számának emelkedésében mutatkozott meg. A veszélyek felismerése után elkezdődött a vezetékes vízhalózat kiépítése. A kiépülő vízvezetékrendszer azonban automatikusan a lakosság vízfogyasztásának megemelkedésével járt, ami a kommunális szennyvíz mennyiségének növekedéséhez vezetett. Viszont a vízvezetékrendszerrel párhuzamosan nem történt meg a csatornahálózat kiépítése, így a szennyvíz elhelyezése, tisztítása ekkor még a nagyvárosokban is megoldatlan maradt, ami tovább rontotta felszín alatti vizeink minőségét. Tény azonban, hogy a humán-egészségügyi kockázatok jelentősen csökkentek.

A csatornahálózat kiépülése igen lassan halad. A vízhalózatra és a csatornahálózatra kapcsolt lakások arányának különbsége (másodlagos közműolló) még 1990-ben is 43,4% volt, és 2011-re sem sikerült 20% alá csökkenteni (KSH, 2012). A kommunális eredetű szennyezés mértékét tovább növelte az 1954-től megjelenő, ipari méreteket öltő szintetikus mosószergyártás, melynek következtében a felszín alatti vizeinkbe addig nem látott mértékű szennyezőanyag került (BURUCS K., 1987). További problémát jelent az állattartásból származó trágya szennyezőanyagainak talajba, ezáltal a talajvízbe jutása is, ami főleg a rurális térségekben okoz komoly környezeti terhelést.

Az általunk vizsgált településen még egyáltalán nem épült ki a csatornahálózat, így a hozzávetőlegesen 1180 háztartásban (KSH, 2012) keletkező szennyvíz rosszul szigetelt szennyvízártnakba kerül, ahonnan jelentős része közvetlenül a talajba szivárog. Ez a mennyiség, az éves szinten a faluban felhasznált 120.000 m<sup>3</sup> víz közel egyharmad részét jelenti (Ezt az értéket úgy kaptuk, hogy az általunk megvizsgált szennyvízártna szivárgását kivetítettük a településre). Mivel szinte minden háztartásban van kisebb-nagyobb állatállomány, így az ebből származó trágya is potenciális szennyező forrásként lép fel.

## 2. Célkitűzések

Jelen dolgozatban elsősorban azt kívánjuk bemutatni, hogy a fent említett tényezők hogyan befolyásolták a talajvíz kutak vízminőségének alakulását Bátorfő település belterületén. Céljaink között szerepel még a különféle szennyezők tér- és időbeli változásainak vizsgálata, valamint az egymással való kapcsolatuk, kölcsönhatásuk feltérképezése is. Mivel a szennyezettségi értékek alakulása egy komplex természeti és társadalmi rendszertől függ, az okági összefüggéseket, minden esetben ezek figyelembevételével tervezzük feltárni.

Az egyes kutak szennyezettségének mértékét a közelükben lévő lokális szennyező források jelentősen módosíthatják. Annak érdekében, hogy ezen szennyező források kutakra gyakorolt hatását pontosan fel tudjuk mérni, valamint a település belterületén jelentkező antropogén eredetű szennyezés mértékéről tisztább képet kapjunk, a BA01-es kút és a közelében lévő szennyvízakra között létesített 5 fúrásból vett vízminta adatait fogjuk elemezni.

Miután a településen várhatóan 2013-ban elkezdik a csatornahálózat kiépítését, így a jelenlegi állapotfelmérés alapja lehet egy későbbi vizsgálatnak, ahol a csatornahálózat szennyezésre gyakorolt pozitív hatását lehet majd elemezni.

### **3. Irodalmi áttekintés**

#### **3.1 Talajvíz**

A talajvízre, mint fogalomra számos meghatározás született, mi azonban csak két megfogalmazást említünk, mivel ezek jól megfogalmazzák, hogy mit is ért a szakirodalom talajvíz alatt.

Talajvíznek a gravitációs erő hatása alatt mozgó, a legfelső, legtöbb esetben valamely vízzáró réteg fölött összegyűlő, összefüggő víztömeget nevezzük, melynek a légkörrel érintkező szabad felszíne van (UBELL K., 1959).

Másik megfogalmazásban talajvíznek tekinthető a felszín közelében lévő felső vízréteg vize, melyre számottevően hatnak a meteorológiai, agrotechnikai, környezeti viszonyok, ezért fizikai és kémiai jellemzői gyorsan megváltozhatnak (JUHÁSZ J., 1987).

Itt kell felhívni a figyelmet a magyar és a külföldi szakirodalomban használt fogalomrendszer közötti eltérésre. A külföldi szakirodalom nem tesz különbséget talaj-, és rétegvíz között, azokat egyöntetűen felszín alatti vízként – Groundwater, Grundwasser – írja le. A német szakirodalom, a felszín alatti vizeket talajvíz rétegekként fogja fel (SZABÓ J., 1998).

A talajvizek csoportokba rendezése különböző szempontok alapján történhet, attól függően, hogy mely tényezőkre helyezzük a hangsúlyt. A csoportosítás történhet a víztükör nyomásviszonyai, mélysége alapján, a talaj illetve kőzet víztartósága alapján, vagy a víz kémiai jellege alapján (JUHÁSZ J. 1987). Ezek részletes kifejtése azonban nem célja a dolgozatunknak.

#### **3.2 A talajvízkutatás története**

A talajvízzel kapcsolatos információgyűjtés három kategóriába sorolható. Első lépés adatok és információk szervezett általában hosszúidejű gyűjtése területi léptékben (monitoring). Második kategória a kísérleti területek működtetése, a jelenségek megfigyelése, megértése céljából. Végül pedig a szakma számára a már meglévő, valamint folyamatosan keletkező információtömeg rendszerezése (VARGAY Z., 2003).

A talajvízkutatás hazánkban, a régmúlta visszatekintő talajvíz felhasználás ellenére, csak a 19. század második felében kezdődött el azzal, hogy Pressig Ede megfogalmazta a hidrogeológiai vizsgálatok szükségességét (JUHÁSZ J., 1996). Az észlelő kutak országos

hálózatának kiépítése Rohringer Sándor nevéhez köthető. Ezt a munkát később a VITUKI (Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet) vette át, amit 1950-től kezdődően országos hálózattá fejlesztett. A harmincas évek elején kezdődött talajvízszint-észlelő kutak telepítése után a 80-as években megkezdődött a talajvíz minőségének rendszeres megfigyelése is (VARGAY Z., 2003).

Az Alföld talajvizeinek feltérképezése Rónai András nevéhez köthető. Az ország talajvizeinek vegyi jellegről szintén Rónai szerkesztett térképet (RÓNAI A., 1961).

A Felszín Alatti Vízminőségi Törzshálózat lehetővé teszi a felszín alatti vizeink mennyiségi és minőségi változásainak nyomon követését (NEMES Zs., 2007). Évente több alkalommal, közel 600 kútból vett minták szolgáltatnak adatokat.

Az egységes vízvizsgálati módszerek alapjait Literáthy Péter foglalta össze (LITERÁTHY P., 1973).

### **3.3 Vízzennyezés**

Minden természetes víztömeg rendelkezik öntisztuló képességgel, így a vizekbe kerülő anyagok különféle biokémiai folyamatok során elbomlanak, új körforgást indítva. Azonban az emberi tevékenység hatására nagy mennyiségben a vizekbe kerülő kemikáliák, szerves és szervetlen anyagok a vizek öntisztuló képességét meghaladva felhalmozódnak. Minden olyan anyag, melynek koncentrációja ezt a szintet meghaladja, és a rendszer egyensúlyát következképp megbontja, szennyező anyaggá válik.

A szennyezőanyagok igen sokfélék lehetnek. A fizikai szennyezők – pl. finom szemcséjű anyagok – mellett a kémiai szennyezők számos szerves és szervetlen formája kerül főleg a szennyvíz által a talajvízbe. A fémek általában ionként, oldhatatlan vegyületeként vannak jelen a vizes rendszerekben, melyek biológiai úton nem, csupán ülepedéssel távolíthatók el.

Vízzennyezésnek nevezünk minden olyan, rendszerint mesterséges, külső hatást, amely a felszíni és felszín alatti vizek minőségét úgy változtatja meg, hogy a víz alkalmassága a benne zajló természetes folyamatok biztosítására és az emberi használatra csökken, vagy megszűnik (BARÓTFI I., 2002).

A szennyezés eredetét tekintve beszélhetünk természetes és antropogén forrásról. Az antropogén forrásokat, ipari, agrár, és kommunális eredetű szennyező forrásokra oszthatjuk. A szennyezés területi kiterjedését figyelembe véve, pontszerű és diffúz szennyezés között tehetünk különbséget. Pontszerű szennyező forrás a szennyvízszárából szivárgó kommunális szennyvíz, trágyadomb, a mezőgazdaságban felhasznált kemikáliák pedig diffúz

szennyezésként értelmezhetők. Meg kell ugyanakkor említeni, hogy az antropogén eredetű szennyezés hatással van a csapadék kémiai összetételére is, és mivel a talajvíz utánpótlásának legfőbb forrása a csapadék, így ennek minősége is jelentős hatást gyakorol a talajvíz szennyezettségére (KIS P., 2010).

### **3.4 Vizek minősítése**

A vízminőség a víz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak összessége. Azonban a vizeket mindig csak egy adott felhasználási cél alapján lehet minősíteni (NEMES ZS., 2007).

A víz minőségének meghatározása a víz szakszerű mintázásából, valamint a megfelelő laboratóriumi vizsgálatokból áll. A felszín alatti vizek minősítését az MSz 10433/1 szabvány szerint kell elvégezni.

A felszín alatti vizeket a felszíni vizektől eltérően nem sorolják vízminőségi osztályokba, hanem az ivóvízminőség és az ökoszisztéma igényei alapján ún. szennyezettségi határértékeket állapítanak meg. A felszín alatti vizek szennyezettségi határértékeit a 6/2009 KvVM-EüM-FVM együttes rendelet határozza meg, amely emellett minden anyagot veszélyesség alapján további két kategóriába sorol.

### **3.5 Felszín alatti vizek állapota, védelme**

Az emberi tevékenység következtében a felszín alatti vizeinket igen komoly terhelés éri. Felszíni közelsége miatt a legsérülékenyebb és mára a legjobban elszennyeződött víztömeg a talajvíz (BÍRÓ T. et. al., 1998).

A felszín alatti vizek természetes minőségét a kőzet, talaj és az áramlás iránya határozza meg, azonban ezt a minőséget az emberi tevékenység megváltoztathatja (KÖRNYEZETVÉDELEM, 2004).

A geológiai hatás fontosságát jól szemlélteti az alföldi talajvizek nátriumtartalmának alakulása. Az Alföld talajvizeire jellemző a magas, ugyanakkor térben változó sótartalom. Ennek oka az alföldi víztartó rétegek eltérő mennyiségű és minőségű kioldható anyagaiban keresendő (VITUKI, 1959). A finom üledékből (iszap, agyag) több anyag oldható ki, mint a kavicsos homokos rétegekből. Mivel az Alföld peremeitől a belső területek felé, a hordalékok finomodnak a hordalékszállítás növekvő hossza miatt, és a finomabb üledékből több anyag oldódik ki, ezért az Alföld belső területein magasabb oldott-anyag tartalommal kell számolni.

A talajvíz a felszínhez ezen belső részeken van a legközelebb és kémiai jellegét tekintve nátriumos (RÓNAI A., 1958).

Tény, hogy a talajvizet emberi fogyasztásra ma már szennyezettsége miatt nem használják, így a felmerülő egészségügyi kockázatokat, sikerült kiküszöbölni, azonban rétegvizeinkre a szennyezett talajvíz komoly veszélyt jelent. Seiler és Linder (1995) numerikus modellezései ugyanis kimutatták, hogy a nagymennyiségű és hosszú ideig tartó vízkitermelés a rétegvizeknél megváltoztatja az áramlási viszonyokat, így még vastag védőréteg esetén is lehetővé válik a szennyezés (MARTON L., 2009). Az mezőgazdaságban felhasználásra kerülő talajvíz fontosságáról már korábban szóltunk.

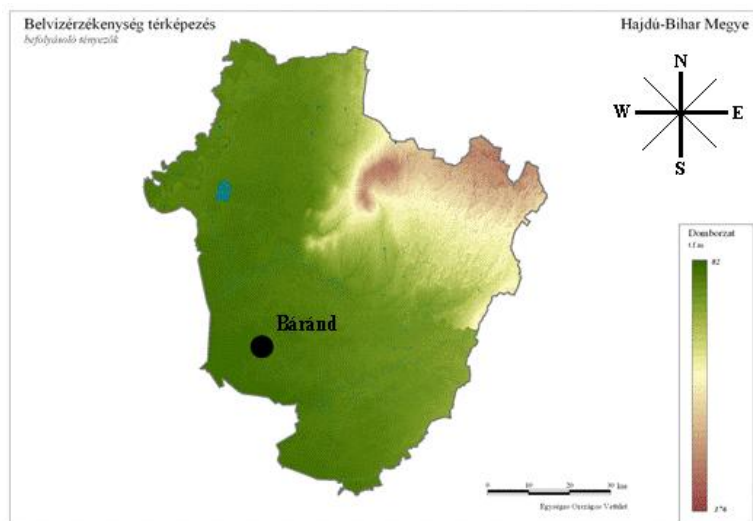
A vizek további szennyezését megállítandó, az Európai Unió 1991-ben elfogadta a Nitrát Irányelvet (EEC/676/91), valamint a Települési Szennyvizek Kezeléséről szóló Irányelvet (EEC/271/91), melyek szabályozzák a mezőgazdaságból és kommunális szennyvizekből származó nitrát szennyezés kérdését. Az utóbbi, minden 2000 fő feletti településen előírja a csatornahálózat kiépítését. Az uniós irányelvet Magyarországon a 49/2001. (IV. 3.) Kormányrendelettel építették be a jogrendbe. A Nitrát Irányelv meghatároz a talajvíz nitrát koncentrációjára egy 50 mg/l-es határértéket, amelyet túllépve a víz szennyezettnek minősül.

Az Európai Unió által 2000 decemberében elfogadott Víz Keretirányelv (2000/60/EK) a tagállamok vízpolitikájának összehangolását célozza meg. A jogszabály komplex módon kívánja kezelni az édesvízkészletekkel kapcsolatos minden felmerülő problémát. Célja a vízkészletek további romlásának megakadályozása, állapotának védelme, javítása. Ezért 2015-re előírja a felszíni és felszín alatti vizek „jó állapotának” elérését. „Jó állapot” alatt a talajvizek esetében a meghatározott kémiai határértékek betartását, valamint a megfelelő vízmennyiséget értik. A Víz Keretirányelv hazai jogszabályokba ültetése 2003 és 2004 folyamán megtörtént.

## 4. Anyag és módszer

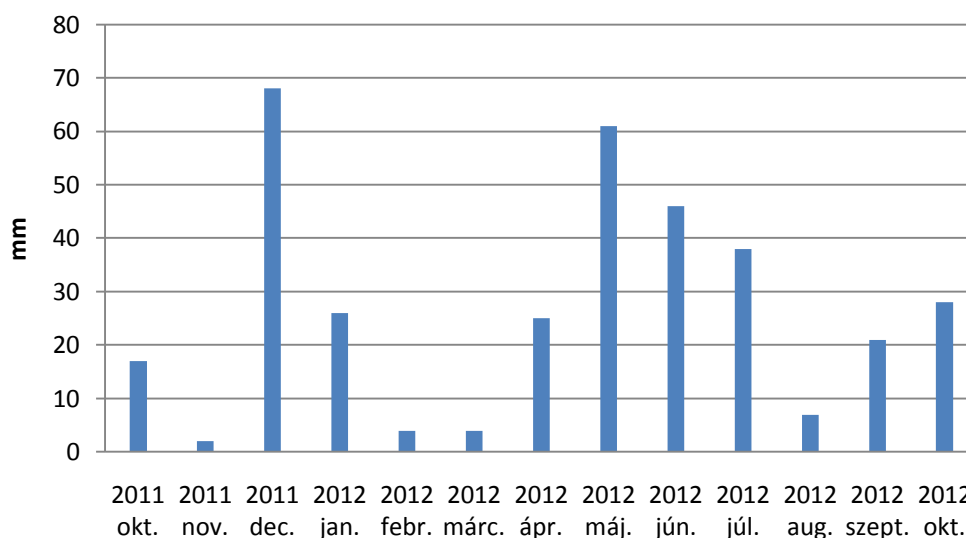
### 4.1 A település általános jellemzése

Báránd Hajdú-Bihar megye DNy-i részén helyezkedik el (1. ábra). Lakosságszáma 2530 fő (KSH, 2012). A település a Sárrét tájegység részét képezi, a Sebes-Körös hordalékkúpjának Ny-i lábánál. É-D felől folyóhátak fogják közre, melyek zárt, rossz lefolyású mélyedést alakítottak ki. 85-89 tengerszintfeletti magasságával és 0-1, 1-3 m/km<sup>2</sup> relatív magasságkülönbségével tökéletes síkság kategóriába tartozik, valamint ez a megye legalacsonyabb térsége.



1. ábra. Digitális Domborzati Modell, Hajdú-Bihar megye (1:10000)  
(KÖRÖSPARTI J., BOZÁN CS., 2011)

Éghajlata mérsékelten meleg, száraz. Évi középhőmérséklete 10,2°C. Az évi csapadék mennyisége 540 mm körüli. Az évi napsütéses órák száma 2000 (SZILÁGYI T., 2008). Az alacsony tengerszintfeletti magassághoz magas talajvízállás társul 1-2 méter mélységgel. A fekvésből adódóan valamennyi talajtípusa vízhatás alatt képződött (NYÉKINÉ KATONA H., 2010). Leggyakoribb talajtípusok a réti csernozjom, a típusos réti talaj, valamint a réti szolonyec. A vizsgálati időszakban az átlagosnál jóval kevesebb csapadék hullott a területre, s a csapadék eloszlása is igen egyenlőtlen volt. Az átlagos 540 mm helyett alig haladta meg a 300 mm-t a csapadék éves mennyisége. A nyár kifejezetten forró és száraz volt, mindössze alig 70 mm csapadékkal, ami kedvez a vizek bekonzentrálódásának (2. ábra).



2. ábra. A csapadék eloszlása a vizsgált időszakban

A település szinte valamennyi háztartásában kisebb-nagyobb mértékű állattartás folyik, így a szennyvíz mellett potenciális szennyező forrásként az állati trágya is megjelenik. Az ásott talajvíz kutakat ivásra már egyáltalán nem használják, azonban gyakori az állatállomány talajvízzel történő itatása, valamint az öntözés. A kommunális szennyező források mellett, a települést körülvevő mezőgazdasági területek is szennyező forrásként lépnek fel. A nitrogéntartalmú műtrágyák maradékai jelentős mértékben hozzájárulhatnak a talajvíz nitrát koncentrációjának emelkedéséhez.

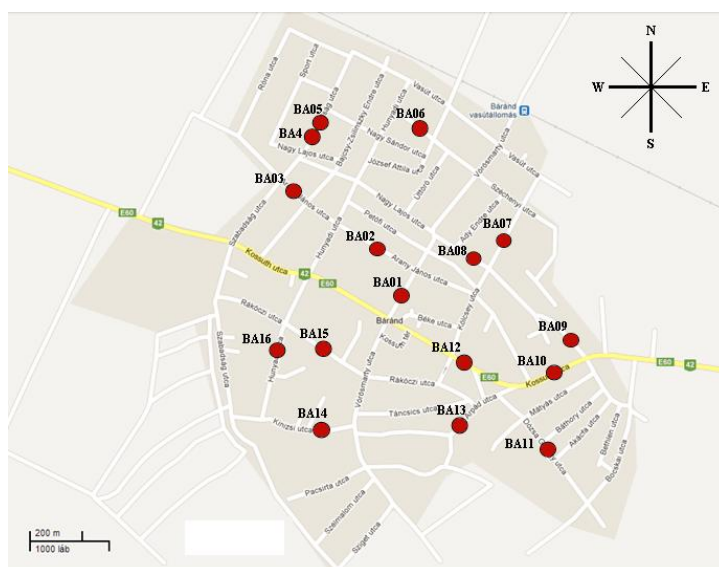
#### 4.2 Mintavételezés, vizsgálatok

A vizsgálatok egy év időtartamot ölelnek fel. A mintavétel 2011. november és 2012. október között havi rendszerességgel történt. A mintákat 14 db 5-6 méter mély ásott kútból, illetve 1db 32 méter és 1 db 102 méter mély fúrt kútból vettük, hogy a szennyezés vertikális terjedéséről is képet kapjunk. A kutak kiválasztásánál a település egyenletes lefedése volt a fő szempont, valamint megpróbáltunk a használatban lévő kutakat választani az eredmények torzulásának elkerülése végett (3. ábra).

A mintavétel golyós vízmintavevővel történt, így a kutak felső 1 méteres vízoszlopát mintáztuk meg. A helyszínen, a mintavétel időpontjában meghatároztuk a vízminta vezetőképességét, hőmérsékletét, valamint dokumentáltuk a talajvíz mélységét. A beszedett mintákat légmentesen lezárt palackokban hűtve tároltuk másnapig, amikor a Debreceni

Egyetem földrajzi laboratóriumában bevizsgálásra kerültek. A vizsgálat során a vizek ammónium-, nitrit-, nitrát-, ortofoszfát-, nátrium-, valamint szervesanyag tartalmát határoztuk meg (LITERÁTHY P., 1973). Az arzénvizsgálatokat a Debreceni Egyetem Bio- és Környezetenergetikai Intézet NanoFood laboratóriumában végezték el, Atom Fluoreszcens Spektrométerrel (AFS).

Az eredményeket Excel adatbázisban rögzítettük, a diagramok elkészítéséhez pedig Excel illetve SPSS programot használtunk. A nitrát koncentrációk térbeli alakulását ArcMap programmal szerkesztett térképen ábrázoltuk.



3. ábra. A talajvíz kutak elhelyezkedése Bátorfőn

Hangsúlyozni kívánjuk, hogy az ásott kutak vizsgálatával csak a kutak vízminőségét tudjuk pontosan jellemezni, s a település alatti talajvízre vonatkozóan nem kaphatunk megbízható adatokat, ugyanis a MSZ ISO 21464:1998 sz. szabvány a talajvíz mintavételeknél előírja a 3 szoros kúttérfogatnyi víz kitermelését, amely az ásott kutak esetében nem megvalósítható. Ugyanakkor azt is látni kell, hogy az ásott kutak vize döntően a környezetükben található talajvízből származik, így a vízminőség tekintetében szoros a kapcsolatban állnak egymással.

A lokális szennyező forrásoknak az ásott kutak vízminőségére gyakorolt hatását egy konkrét vizsgálat alapján próbáltuk felmérni. Ennek során egy szennyvíz akna környezetében létesítettünk fúrásokat, így lehetőségünk volt a vízminőség változását nyomon követni az akna és az ásott kút között.

A mintavételre 2012. szeptember 27-én került sor, rögtön a furatok elkészítése után.

Az akna és az ásott kút távolsága 17 méter. Az akna és a kút közé 4 mintavételi pontot helyeztünk el az aknától 1, 5, 10 és 15 m távolságban, valamint az ásott kút után az aknától 25 méterre egy további mintavételi helyet jelöltünk ki (30. ábra). Minden furatot 3 méter mélységűre készítettük el, amelybe 50 mm átmérőjű, az alsó 50 cm-en perforált PVC csövet helyeztünk el, hogy elkerüljük a furatok beomlását, így lehetővé téve a hosszabb távú megfigyelést. A 3 méteres furatmélység a talajvízszint alapján került meghatározásra, mivel a perforált résznek körülbelül 1 méterrel a talajvízszint alatt kell elhelyezkednie. A furatokból a vízmintavétel az MSZ ISO 21464:1998 sz. szabvány alapján történt, tehát a furatokból háromszor kitermeltük a vizet, és ezt követte a mintavétel. A begyűjtött mintákat a DE földrajzi laboratóriumában az előzőekben már bemutatott paraméterekre vizsgáltuk meg.

Az eredményeket Excelben szerkesztett diagramok segítségével ábrázoltuk.

#### **4.3 A szennyezők kimutatása**

A szennyezők koncentrációját az Egységes Vízvizsgálati Módszerek alapján határoztuk meg (LITERÁTHY P., 1973).

##### **pH**

A pH kimutatása elektromos „WTW pH 340” típusú pH mérővel történt.

##### **Elektromos vezetőképesség (EC)**

Kimutatása „WTW Cond 315i” típusú elektromos vezetőképesség mérővel történt.

##### **Ammónium-ion**

Az ammónium-ion meghatározását közvetlenül Nessler-reagenssel, fotometriásan végeztük. 5 ml mintát desztillált vízzel 25 ml-re hígítottunk, amihez 0,5 ml Nessler-reagenst adtunk. 10 perc állást követően pedig 415 nm-nél spektrofotométerrel meghatároztuk a koncentrációt. A kapott értéket mg/l egyenértékre számoltuk át: A mintákra mért abszorbancia értékből levontuk a vak minta értékét és szoroztuk a faktoral.

##### **Nitrit-ion**

25 ml mintához 0,5 ml szulfanilsavat adtunk, majd 5 perc állás után 0,5 ml naftal-amin oldatot. 40 perc állás után 520 nm-nél spektrofotométerrel meghatároztuk a koncentrációt. A kapott értéket mg/l egyenértékre számoltuk át: A mintákra mért abszorbancia értékből levontuk a vak minta értékét és szoroztuk a faktorrall.

### **Nitrát-ion**

A vizsgálat alapja, hogy a nitrát-ion kénsavas közegben nátrium-szaliciláttal sárga színt képez, ami fotometriásan mérhető. 2 ml vízmintához, 0,5%-os nátrium szalicilátot adtunk, amit szárítószekrényben, 105°C-on 1 órán keresztül szárítottunk. A kiszáradás után 2 ml tömény kénsavat adtunk hozzá. 10 perc állás után 15 ml desztillált vízzel felhígítottuk, majd 15 ml Signette-sót pipettáztunk hozzá. 10 perc után a sárga szín állandóvá válik, ekkor 410 nm-él spektrofotométerrel meghatároztuk a koncentrációt. A kapott értéket mg/l egyenértékre számoltuk át: A mintákra mért abszorbancia értékből levontuk a vak minta értékét és szoroztuk a faktorrall.

### **Ortofoszfát-ion**

25 ml mintához 2,5 ml keverék-reagenst (22%-os kénsav, 3%-os ammónium molibdenát, 2,16%-os aszkorbinsav, 0,68%-os K-Sb-tartarát) adtunk, majd 15 perc állás után 720 nm-él spektrofotométerrel meghatároztuk a koncentrációt. A kapott értéket mg/l egyenértékre számoltuk át: A mintákra mért abszorbancia értékből levontuk a vak minta értékét és szoroztuk a faktorrall.

### **Nátrium-ion**

A nátrium-ion meghatározása atomadszorpciós készülékkel, lángfotometriás méréssel történt. A kapott értéket mg/l egyenértékre számoltuk át: A kapott értéket szoroztuk 23-al.

### **Szerves anyag tartalom**

A kémiai oxigénigény (KOI), azon oxigén mennyiségét fejezi ki, ami szükséges az egységnyi térfogatú szerves anyag oxidációjához. A szerves anyag meghatározása tehát indirekt módon történik, a felhasznált oxidálószer fogyásából következtetünk a mennyiségére.

50 ml vízmintához 10 ml 1 mólos nátrium-hidroxid oldatot, valamint 10 ml kálium-permanganátot adtunk. 10 perc forralás után 10 ml 1,5 mólos kénsavat és 10 ml nátrium-oxalátot pipettáztunk a mintához. Ezután megtitráltuk, majd a kapott értéket mg/l egyenértékre számoltuk át.

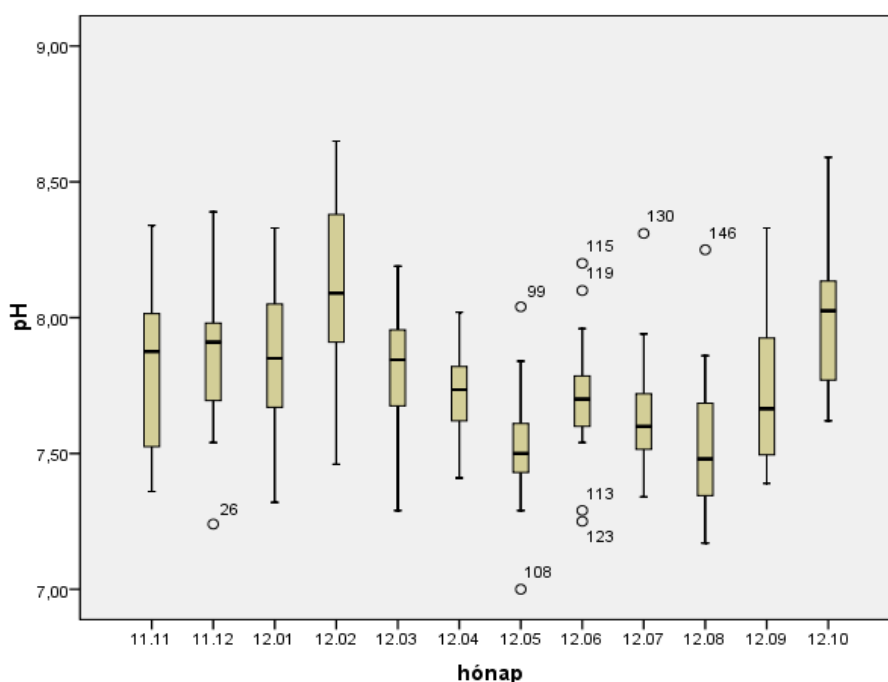
## 5. Eredmények

### 5.1 Az ásott talajvíz kutak vizsgálatának eredményei

#### 5.1.1 pH-érték

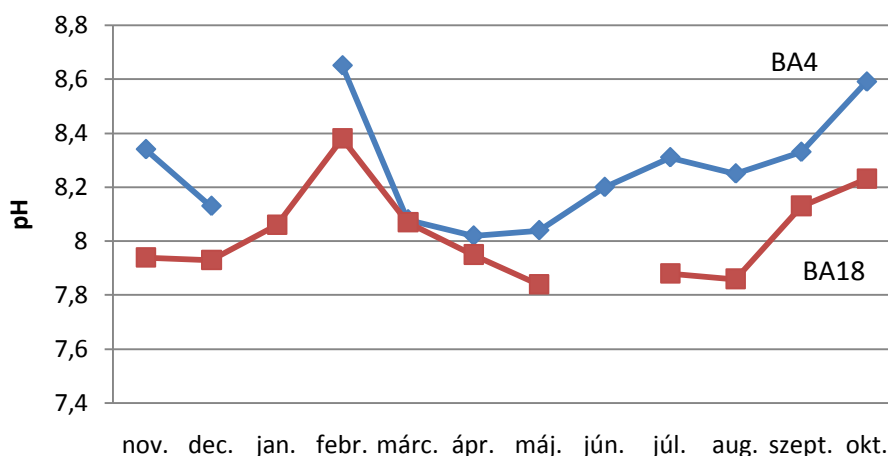
A pH a víz kémiai tulajdonságai közül az egyik legfontosabb paraméter, mely jelentős mértékben hatással van a rendszerben lejátszódó kémiai, biokémiai folyamatokra (FELFÖLDY L., 1987). Ugyanakkor a kémiai, biokémiai folyamatok is hatással vannak a pH-értékre, mivel a szerves anyagok bomlásakor savak szabadulnak fel, ami a pH csökkenését eredményezi. Szennyezettségi határértéke 6,5-9,5 pH (6/2009 (IV.14) RENDELET).

A pH a víz hidrogén-ion ( $H^+$ ) koncentrációját, adja meg. A pH érték a vizsgált ásott kutakban az enyhén lúgos tartományban mozog. Jól megfigyelhető éves ingadozása, a már fent említett szerves anyagok bomlásával hozható összefüggésbe. A téli hónapokban a szerves anyag bomlásának lassulásával, a pH-érték egyre nő, februárban elérve a maximum értéket, majd mikor a bomlás a hőmérsékletemelkedéssel ismét megindul így az ebből származó savak hatására a pH csökkenni kezd és a nyári hónapokban eléri minimumát (4. ábra). A korrelációs vizsgálatok alapján kijelenthetjük, hogy a pH érték nem a szerves anyag abszolút mennyiségének függvényében változik, hanem a bomlás intenzitásával, hiszen a két tényező között nem mutatható ki szignifikáns kapcsolat ( $r = -0,085$ ).



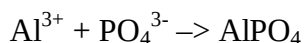
4. ábra. A pH értékek változása 2011 novembere és 2012 októbere között a vizsgált kutakban.

A 102 méteres fűrt BA4-es kútban mértük az év folyamán a legmagasabb értéket (8,65 pH) szintén februárban, ugyanakkor ennél a kútnál egyetlen érték sem megy 8-as pH alá, és egy rövid csökkenési periódus után már májusban emelkedni kezd a pH-érték (4. ábra). A magasabb pH a szerves anyagok kisebb mennyiségével, a korábban elkezdődő növekedés pedig a mélység miatt megváltozó viszonyokkal magyarázható.



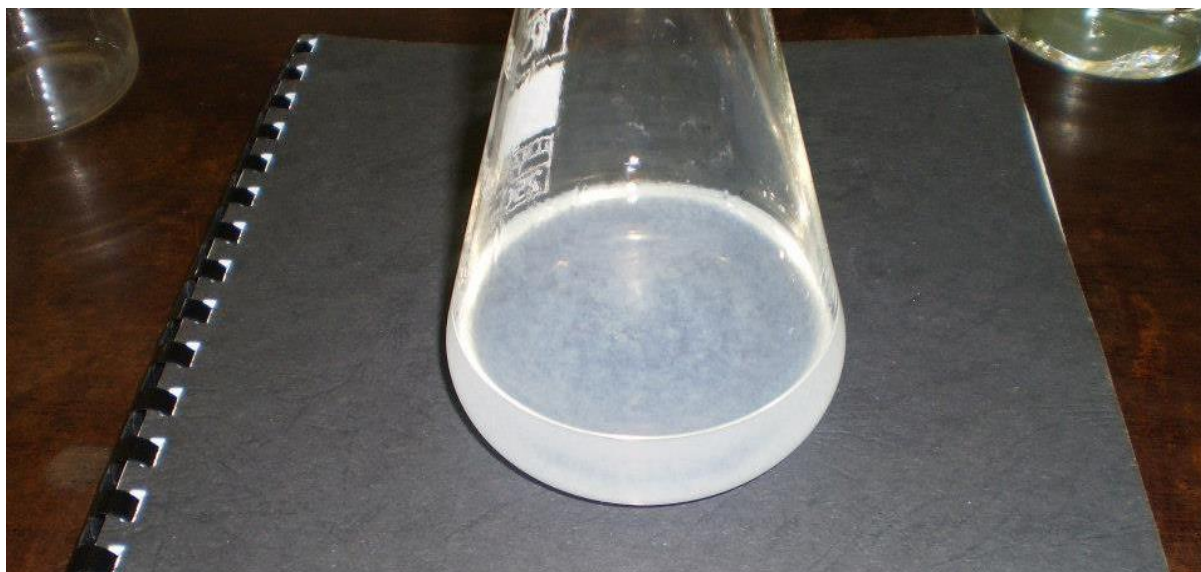
5. ábra. A BA4 és a BA18 kút pH értékeinek változása

A pH szerepe nagyon jelentős a foszfát ionok oldott illetve adszorbeált állapotának alakulásában, ezáltal meghatározza a vizek foszfát-tartalmát. A foszfát-ion kationokkal ( $\text{Al}^{3+}$ ,  $\text{Fe}^{3+}$ ,  $\text{Ca}^{3+}$ ) könnyen képez oldhatatlan vegyületeket, az adszorpció pedig pH függő. A magas  $\text{Al}^{3+}$  tartalmú vizek az  $5,5 < \text{pH} < 7,5$  tartományban biztosítanak megfelelő hatékonyságú kicsapást (GELEJI M., 2011). Megfelelő pH tartományban az alumínium-ion és a foszfát-ion egymással reagál és fehér színű kocsonyás alumínium-foszfát csapadék válik ki (6. ábra). A reakció a következő egyenlet alapján játszódik le.



Az általunk vizsgált vizekben jelenlévő magas alumínium tartalomra, valamint a reakció lejátszódására bizonyítékként szolgál, hogy a szervesanyag vizsgálatok során a vízmintákhoz adott NaOH hatására – amely a folyamatban katalizátorként jelentkezik – a magas foszfortartalmú vizekben jelentős mennyiségű alumínium-foszfát csapódik ki (6. ábra).

A korrelációs vizsgálatok szintén alátámasztják a pH és ortofoszfát-ion szoros kapcsolatát, a két tényező között ugyanis szignifikáns pozitív korreláció ( $p < 0,01$ ), ( $r = 0,282$ ) mutatható ki.



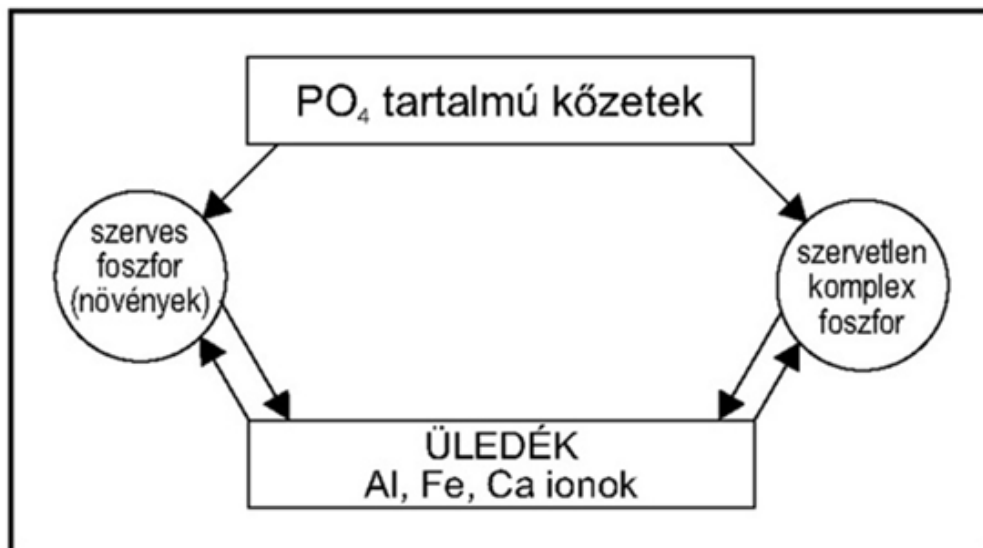
6. ábra. Az  $\text{AlPO}_4$  kicsapódása  $\text{NaOH}$  hatására

### 5.1.2 Ortofoszfát-ion

A foszfor az élő szervezetek építőeleme. A bioszférában szinte kizárólag oxidált formában, ortofoszfátként ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) van jelen. A növények is csak ezt a formát tudják hasznosítani, szervezetükbe beépíteni. Szennyezettségi határértéke: 0,5 mg/l (6/2009 (IV.14) RENDELET).

Az ortofoszfát-ion kationokkal ( $\text{Al}^{3+}$   $\text{Fe}^{3+}$   $\text{Ca}^{3+}$ ) könnyen képez oldhatatlan vegyületeket. A kicsapódás mértéke – mint fentebb már említettük – a vizek pH tartományától függ. Míg semleges pH-n a vas- és alumínium-foszfát, addig  $\text{pH} > 8$  esetén a kalcium-foszfát oldhatósága kisebb, így megfelelő körülmények között az ortofoszfát kicsapódik, koncentrációja lecsökken (GELEJI M., 2011). Ám a megváltozott körülmények hatására újra oldatba mehet.

A természetes foszforciklus a foszfortartalmú kőzetek mállásával kezdődik (BARÓTFI I., 2002). A foszfor így a vizekbe mosódik, ahol oldott ortofoszfát-ionként van jelen. Ezt a növények képesek felvenni és szervezetükben szerves foszforvegyületekké alakítják, ami a növény pusztulásával a vízbe kerül, ott pedig ismét ortofoszfát-ionná alakul. A növények által nem hasznosított ortofoszfát-ion megfelelő oldódási viszonyok alatt kationok felületén adszorbeálódik és kicsapódik. Ez a szervesetlen sók formájában történő kicsapódás zárja a foszforciklust (7. ábra). A pH viszonyok változásával azonban a kicsapódás oldódásba mehet át.



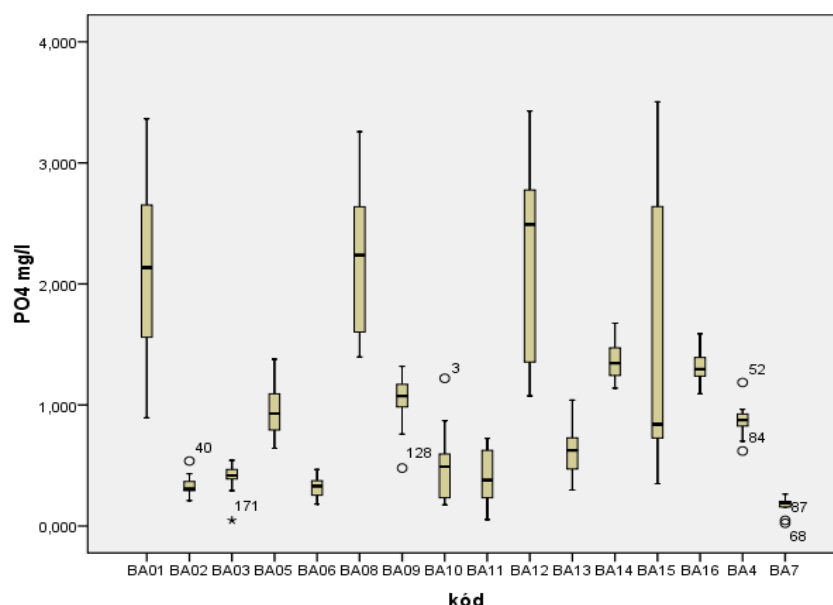
7. ábra. A foszforciklus

Antropogén úton foszfátok szennyvizekből, műtrágyákból kerülnek a vizekbe, megbontva azok természetes egyensúlyát. Az ortofoszfát felhalmozódva már szennyezőnek minősül, és a 0,5 mg/l határértéket túllépve a víz szennyezetté, emberi fogyasztásra alkalmatlanná válik, a felszíni vizekben felhalmozódva pedig eutrofizációt idéz elő.

Az ember anyagcsere folyamatai naponta ~2 g/fő, a felhasznált mosószerek pedig további napi ~2 g/fő foszforterhelést jelentenek (HORVÁTH E., 2011). A településen a szigeteletlen szennyvízártnákba kerülő szerves foszfor gyakorlatilag zavartalanul áramlik a talajvízbe, igen komoly határérték túllépéseket okozva.

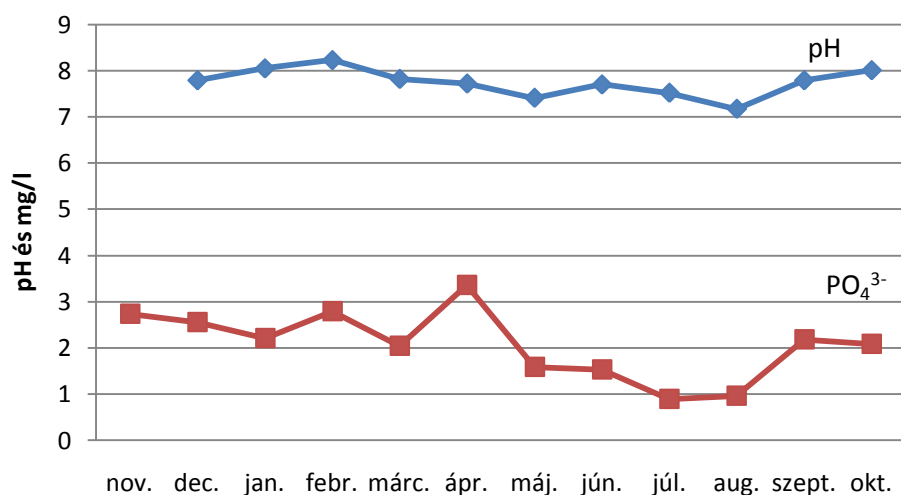
A vizsgált kutak több mint felében az ortofoszfát-tartalom rendszeresen meghaladta a szennyezettségi határértékeket (8. ábra). Határérték túllépés a BA06 és BA7 kút kivételével mindenhol történt, 7 kút éves átlagértéke pedig meghaladta az 1 mg/l értéket. Ez erős szennyezésre utal, ami a csatornahálózat hiányával magyarázható, hisz a szivárgó szennyvíz igen komoly foszforterhelést jelent. 4 ásott kút esetében pedig kiugróan magas foszfát koncentrációkat mértünk, igen nagy időbeli változással (8. ábra).

A magas (0,8- 2,6 m) talajvízszint következtében a szennyvíz közvetlenül keveredik a talajvízzel, így a talaj szűrőhatása gyakorlatilag nem érvényesül, ami tovább súlyosbítja a helyzetet. Meg kell továbbá jegyeznünk, hogy az egyes kutak értékeit lokális tényezők jelentősen befolyásolhatják, mint például a szennyvízártna kúttól való távolsága, és a talajba kerülő szennyvíz mennyisége.



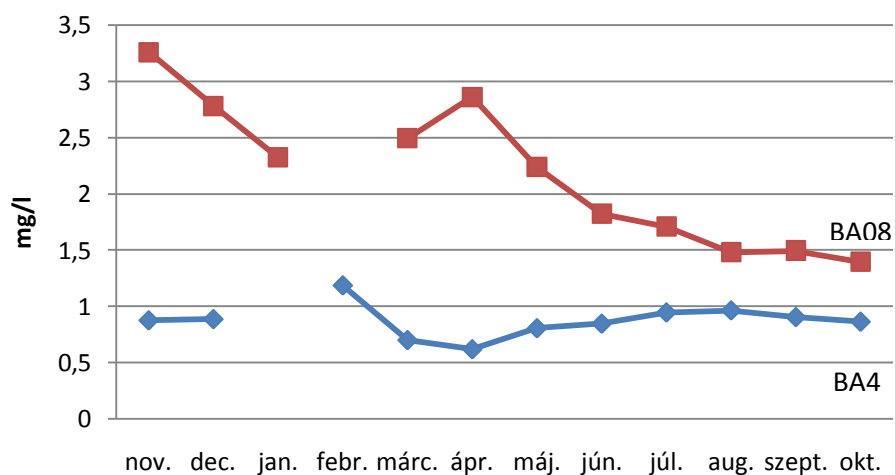
8. ábra. Az ortofoszfát koncentráció alakulása az egyes kutakban

Az ortofoszfát koncentráció jelentős időbeli változást mutat (9-10. ábra). Ez azonban nem hozható összefüggésbe a rendszerbe kerülő szennyvízmennyiséggel – ez csupán az ortofoszfát abszolút mennyiségét határozza meg –, hiszen az év folyamán többé-kevésbé egyenletesen kerül a talajvízbe. Sőt meg kell említeni, hogy a koncentráció pont nyáron a legkisebb, amikor nemcsak a biológiai aktivitás, de a vízfogyasztás is nagyobb, tehát több szennyvíz jut a talajba. Így a koncentráció alakulásának pont az ellenkezőjét várhatnánk. A nyári koncentráció csökkenés oka – mint már említettük – a pH értékek változásával hozható összefüggésbe (9. ábra). A nyáron gyorsuló szervesanyag bomlás ugyanis savasabb környezet eredményez, ami a kicsapódást gyorsítja. A nyári hónapokban a pH fokozatosan 7,5 körüli értékre csökkent, ami már az alumínium-ionnal történő kicsapódás optimális értéke. Az ezt követő magasabb koncentráció pedig a visszaoldódás következménye. A növekvő koncentráció az utolsó, októberi mérési eredményeknél, már néhány kútban megfigyelhető (9. ábra). Példaként a BA01 kút értékeinek alakulását mutatjuk be. A folyamatos nyári pH csökkenés csökkenő foszfát-ion mennyiséget eredményezett. Azonban az októberi mérésnél a pH a szeptemberi 7,17 értékről 7,79-re emelkedett, ami már a kicsapódás optimális tartományán kívül esik, így a foszfát-ion mennyiségében is jelentős növekedés következett be, hiszen az ortofoszfát újra oldatba ment (9. ábra).



9. ábra. A BA01 kút pH és foszfát-ion értékének változása

A BA4-es kútban a koncentráció az ásott kutak koncentrációjának változásától eltérően alakul (10. ábra). Ami egyértelműen az év folyamán tapasztalható, a többi kúthoz képest eltérő pH-érték változással hozható összefüggésbe. Ugyanakkor a többi vizsgált szennyezőnél igen alacsony koncentrációkat mutató BA4-es kút az ortofoszfát-ion tekintetében végig határérték feletti eredményeket mutat. Ami a magas, végig 8 feletti pH-val (5. ábra), valamint az antropogén eredetű szennyezéssel hozható összefüggésbe.



10. ábra. A foszfát koncentráció változása a BA4 és BA08 kutakban

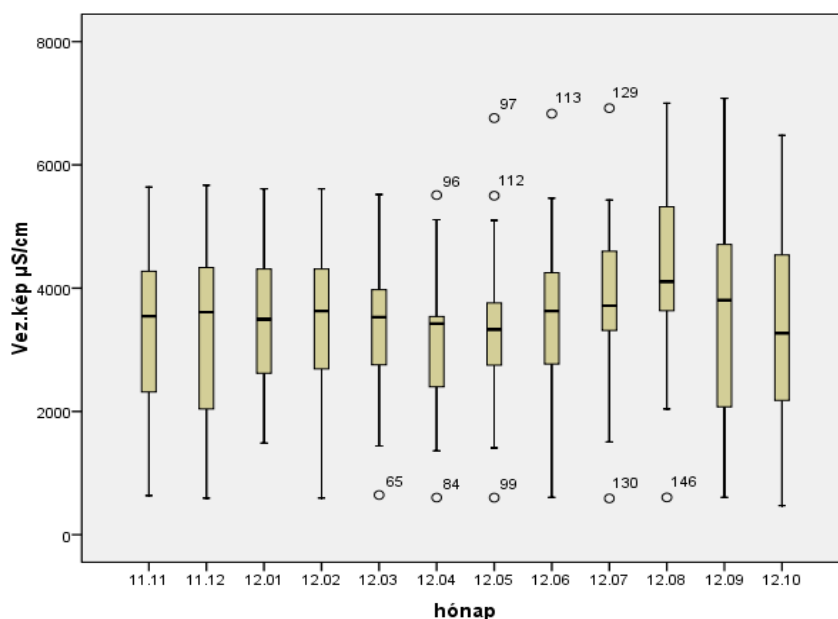
### 5.1.3 Elektromos vezetőképesség (EC)

A fajlagos elektromos vezetőképesség mérésekor az egységnyi hosszúságú és keresztmetszetű anyag elektromos vezetőképességét határozzuk meg. Mértékegysége:  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . A víz elektromos vezetőképességét az abban oldott sók ionjai adják. Az EC méréssel, tehát a víz összion-tartalmát kapjuk meg. A szennyezettségi határértéke  $2500 \mu\text{S}/\text{cm}$  (6/2009 (IV.14) RENDELET).

Egy  $\text{mS}/\text{cm}$  körülbelül  $500\text{--}700 \text{ mg/l}$  sótartalomnak (TDS – teljesen feloldott szárazanyag) felel meg. A meghatározás azért pontatlan, mert a mérőműszert ismert sótartalmú oldattal kalibrálják, a vízben azonban sokféle ion található.

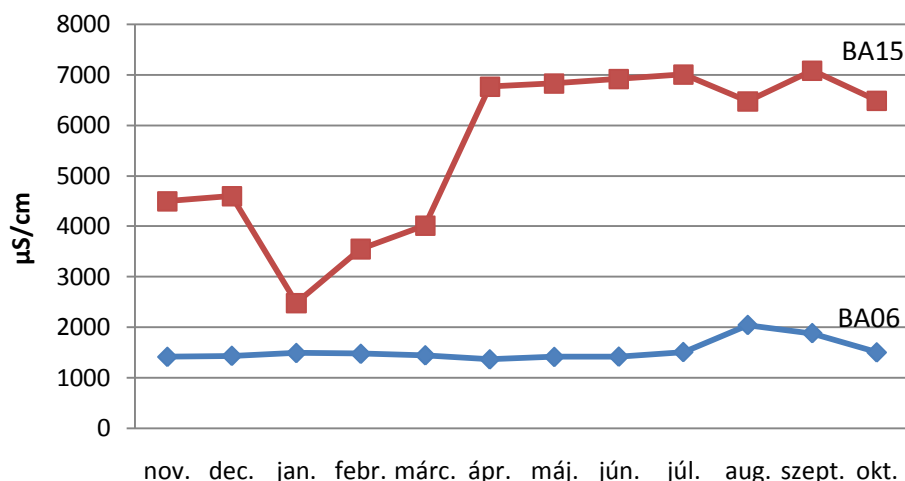
A vizsgált ásott kutakban az összion-tartalom egy kút (BA06) kivételével mindenhol, több kútban pedig jelentősen túllépi a megengedett határértéket. Ezen kutak átlagértékei  $2520$  és  $5520 \mu\text{S}/\text{cm}$  között változtak (11. ábra). Ezek az értékek szintén komoly szennyezettségre utalnak. Azonban a legmélyebb, fűrt kútban a vezetőképesség igen alacsony, és kis szórású értékeket mutat, átlag  $595 \mu\text{S}/\text{cm}$  értékkel.

A legalacsonyabb értékeket a március-április időszakban mértünk, amely a nitrát-ion csökkenéssel magyarázható. A két érték között ugyanis igen erős ( $r = 0,823$ ) pozitív korreláció van. Tehát a nitrát időbeli változása nagyban befolyásolja a vezetőképesség értékek alakulását. Jelentős emelkedést okozott a nyári forróság, és csapadékhiány, ami a vizek bekonzentrálódását, nitrát-ion felhalmozódását eredményezte, ami az össziontartalom megemelkedéséhez vezetett (11. ábra).



11. ábra. A vezetőképesség értékek alakulása a vizsgált kutakban 2011 novembere és 2012 októbere között

Az egyes kutak vezetőképesség értékei jelentős eltéréseket mutatnak, ami a kutak eltérő fekvésével, ezáltal eltérő szennyezettségének fokával hozható összefüggésbe (12. ábra), amelyet részletesebben a nitrát-ion című részben fejtünk ki. Így az EC a BA6 kútban még a nyári koncentrációnövekedés ellenére is alig lépte túl a 2000  $\mu\text{S}/\text{cm}$  értéket, addig a BA15-kútnál szeptemberben már 7080  $\mu\text{S}/\text{cm}$  értéket mértünk (10. ábra).



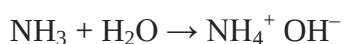
12. ábra. A BA06 és BA15 kutak össziontartalmának változása

#### 5.1.4 A nitrogénciklus

A vízben a nitrogén 5 formában, elemi, szerves, ammónium-, nitrit-, ill. nitrát-ionként van jelen. A nitrogénciklusban ez az öt nitrogénforma vesz részt (13. ábra).

A légkörben jelenlévő elemi nitrogén a vizekben jól oldódik, ám a molekuláris forma oldott változata inert, így a vízben oldott egyéb anyagokkal nem lép reakcióba. Csupán kevés mikroorganizmus képes az elemi nitrogént szervezetének szerves vegyületeibe beépíteni. Ilyenek az egyes nitrogénfixáló baktériumok és a kéalgák. A nitrogénfixálás meghatározó az élővilág számára, hiszen az elemi nitrogén csak így tud a nitrogénciklusba belépni. A nitrogén megkötésével megtörténik a nitrogénciklus első fázisa.

Az elpusztult élőlények szerves anyagai lebomlanak, így ammónia keletkezik. A folyamatot ammonifikációnak nevezzük, ami a nitrogénciklus második fázisa. Az ammónia vízben protont vehet fel, illetve adhat le, a következő reakcióegyenlet szerint:



A szabad ammónia és ammónium-ion közötti arány a pH és a vízhőmérséklet függvénye.

Az ammónium-ion már reakcióképes és aerob környezetben, a nitrogénciklus harmadik fázisaként továbboxidálódik nitritté. Ezt nitrifikációnak nevezzük. Az oxidációt a vízben található Nirtosomanas baktérium végzi, a következő reakcióegyenlet szerint:

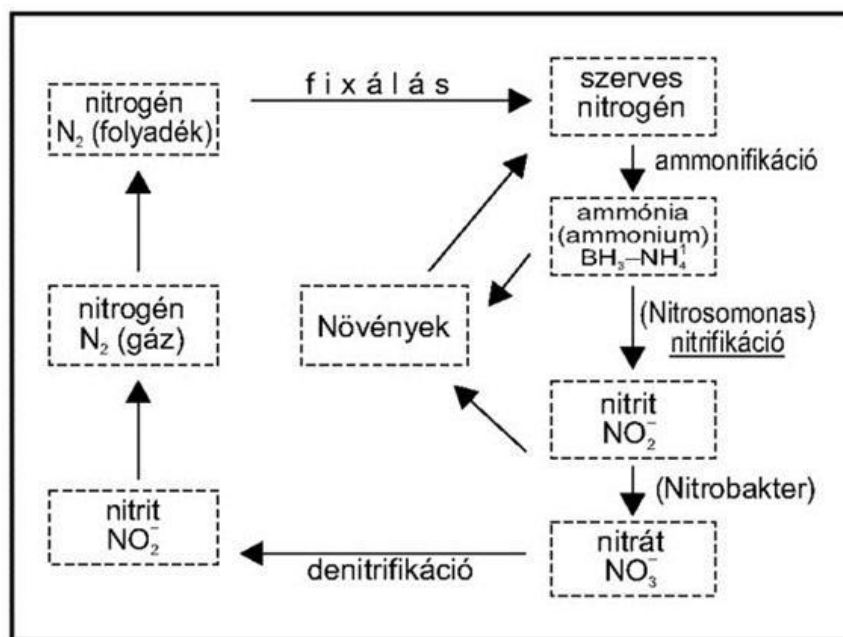


A nitrogénciklus következő szakaszában a nitrit nitráttá oxidálódik Nitrobakterek segítségével, a következőképpen:



Az ammónia nitráttá történő alakulása pH és hőmérsékletfüggő, az optimális tartomány 8-9,5 pH és 30°C értéknél van. Ekkor a leggyorsabb az átalakulás. Mivel a nitrifikáló baktériumok működése 10°C alatt gyakorlatilag leáll, azonban az ammonifikáció 10°C alatt is végbemegy, ezért a nitrit és nitrát koncentrációja a téli időszakban lecsökken, míg az ammónia koncentrációja megemelkedik. Az ammónia nitritté történő átalakulása mindig lassabb folyamat a nitrit nitráttá történő átalakulásánál. Az ok abban áll, hogy a Nitrosomanas lassabban tud elszaporodni, mint a nitrit nitrát átalakítást végző Nitrobakter.

A nitrogénciklus befejezése két módon történhet. Első esetben a növények beépítik szervezetükbe a nitrátot, ami így szerves nitrogénformává alakul. A másik lehetőség pedig a nitrát anaerob körülmények közötti, elemi nitrogénné történő átalakulása (13. ábra). A folyamatot denitrifikációnak nevezzük. A keletkezett nitrogén-gáz pedig távozik a légkörbe, ezzel zárva a nitrogénciklust. A nitrogén vízből történő kivonására ez az egyetlen természetes folyamat, amelyet a szennyvíztisztításnál is alkalmaznak.

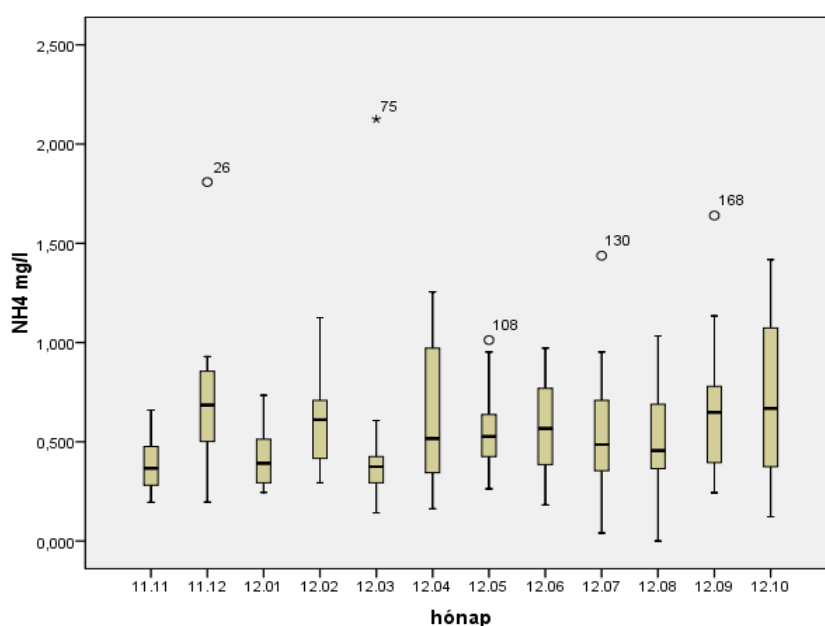


13. ábra. A nitrogénciklus

### 5.1.5 Ammónium-ion

Az ammónium-ion jelenléte a vizek szervesanyag-tartalmának bomlását jelzi. A magas ammónium-ion tartalom, így tehát közvetve a szennyvízterhelésre, friss szennyeződésre utal. A szennyezettségi határértéke a talajvízben 0,5 mg/l (6/2009 (IV.14) RENDELET).

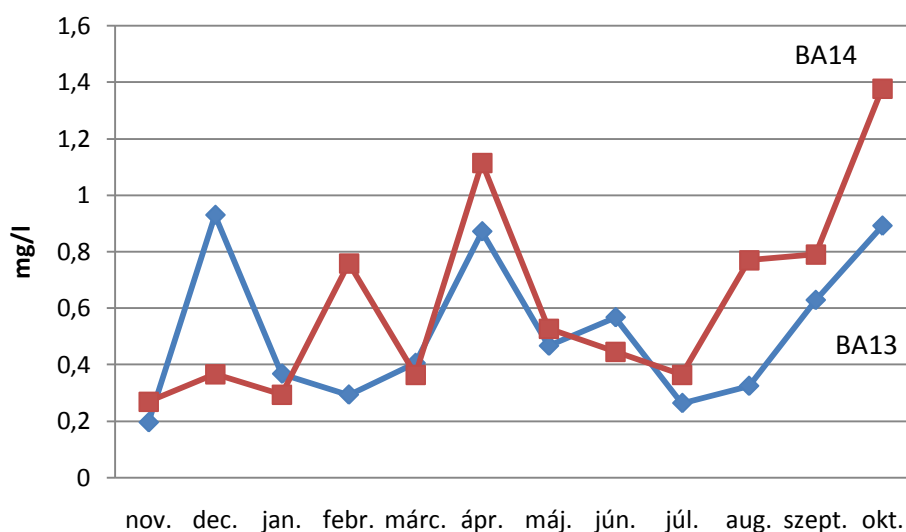
A vizsgált talajvíz kutak ammónium-ion tartalma igen szélsőséges időbeli eloszlást mutat. Minden kútnál vannak határérték átlépések, a hónapok döntő részében azonban határérték alatt marad a koncentráció (14. ábra)



14. ábra. Az ammónium-ion koncentrációjának alakulása a vizsgált kutakban 2011 novembere és 2012 októbere között

Az adatokat elemezve, megállapítottuk, hogy az ammonifikáció fentebb leírt folyamata alapján minden kútban jelentkeznek a téli maximumértékek, emellett azonban a csapadékviszonyoknak megfelelően már egy télinél magasabb áprilisi és egy mindkettőnél magasabb októberi maximum is kirajzolódik (15. ábra). Az áprilist megelőző február-márciusi periódusban mindössze csupán 8 mm csapadék hullott (2. ábra), valamint a nyári időszakban is kevés csapadék volt mérhető, ami egy újabb koncentrációemelkedést eredményezett.

Az ammónium-ion koncentrációjának alakulásában, tehát nem csupán a hőmérsékletváltozás, hanem a csapadékviszonyok is meghatározó szerepet játszanak.



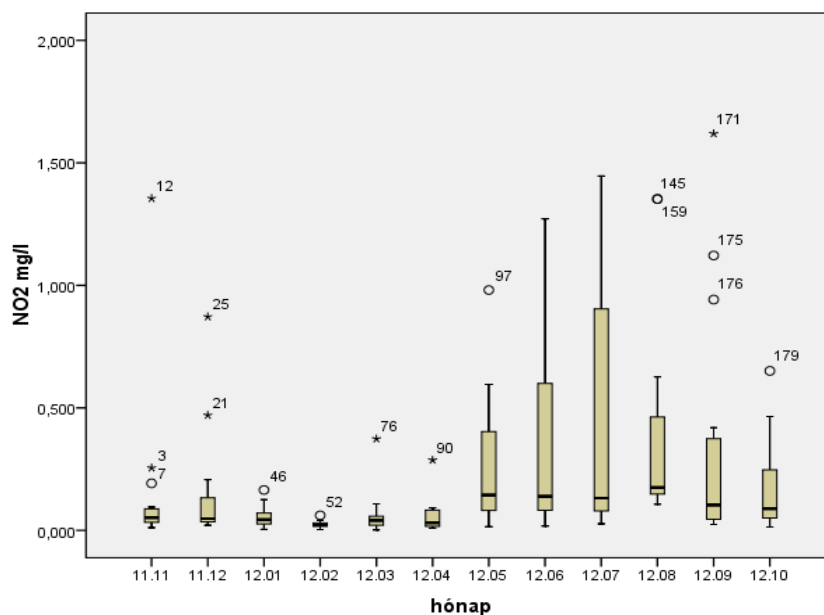
15. ábra. A BA13 és BA14 kutak ammónium-ion koncentrációjának változása

### 5.1.6 Nitrit-ion

Mivel a nitrit-ion igen gyorsan nitrátt-ionná oxidálódik, ezért a természetes vizekben relatíve kis mennyiségben fordul elő. Mivel a nitrit toxikus hatású, ezért komoly egészségügyi kockázatot jelent az élőlények számára. Szennyezettségi határértéke 0,5 mg/l (6/2009 (IV.14) RENDELET).

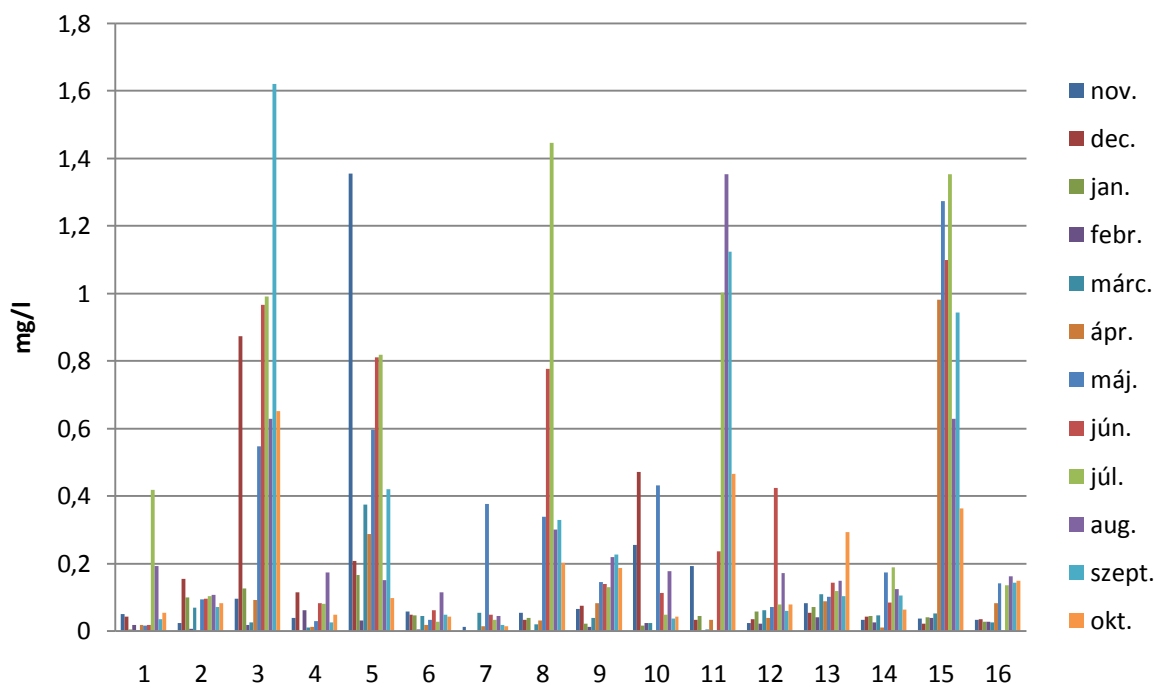
A gyors nitrit-nitrát átalakulásnak köszönhetően a vizsgált kutakban az év legnagyobb részén 0,2 mg/l érték alatt marad a nitrit koncentrációja. A 8 kút nitritre vonatkozó éves átlagértéke még a 0,1 mg/l értéket sem éri el, és csupán a BA03 és BA15 kútban haladja meg az átlagérték a 0,5 mg/l-es határértéket (17. ábra). Ugyanakkor az átlagértékek mögött igen nagy időbeli változások figyelhetők meg.

A nitrit időbeli változása szintén a hőmérsékleti és csapadékviszonyoknak megfelelően alakul. Novembertől a hőmérséklet csökkenésével lelassul a nitrifikáló baktériumok tevékenysége, így egy viszonylag kismértékű, de folyamatos csökkenés kezdődik. Majd a hőmérséklet növekedésével megindul a koncentrációnövekedés is.



16. ábra. A nitrit koncentráció havi változása a vizsgált kutakban 2011 novemberében és 2012 októberé között

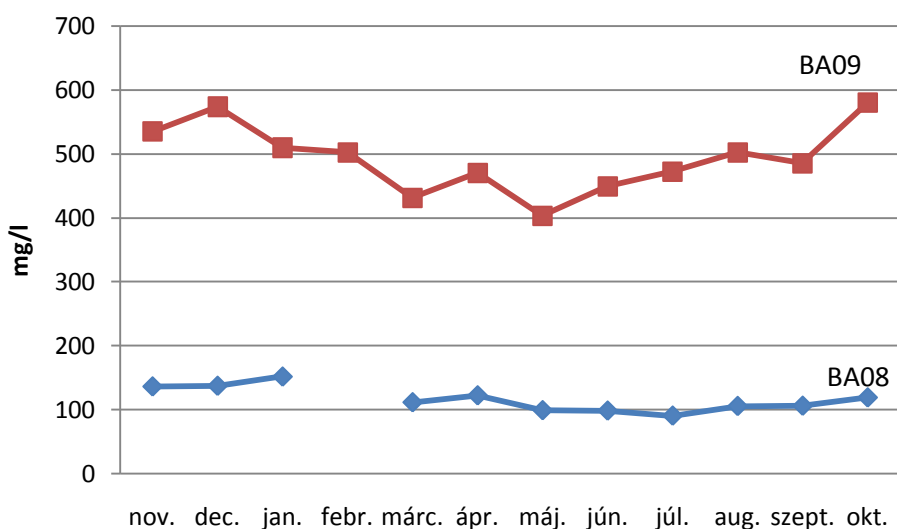
Ez azonban a különböző kutakban eltérő mértékű. A vizsgált 16 kútból 10-ben egy viszonylagosan egyenletes növekedés figyelhető meg. Azonban 6 ázott kútban, a május-július időszakban igen erős exponenciális növekedés tapasztalható (17. ábra).



17. ábra. A nitrit-ion koncentrációjának változása

Ez az igen markáns felhalmozódás arra utal, hogy a nitrit nitráttá történő oxidációja gátolva van. A nitrifikáció igen sok oxigént von el a vízből. 1g  $\text{NH}_4^+$  oxidálásához 4,57 g  $\text{O}_2$  szükséges (BARÓTFI I., 2002). Ezért főleg azokban a kutakban ahol igen magas nitrát koncentrációk mérhetők, oxigénhiány alakulhat ki, ami akadályozza a nitrit oxidációját. Ezt az állításunkat azonban mérésekkel nem tudjuk alátámasztani, ugyanis a vizsgálat keretein belül nem volt lehetőségünk a vizek oldott oxigén tartalmának mérésére. Állításunkat csupán a korrelációs vizsgálatokkal tudjuk részben igazolni. Ez szignifikáns pozitív kapcsolatot ( $p < 0,01$ ) mutat a nitráttal ( $r = 0,294$ ), valamint az elektromos vezetőképességgel ( $r = 0,394$ ). A növekvő nitrát koncentrációval párhuzamosan növekvő nitrittartalom pedig alátámasztja azt az elképzelésünket, miszerint a nitrifikáció során egyre több nitrát keletkezik, ezáltal a víz oldott oxigénszintje lecsökken, ami gátolja a nitrit átalakulását, így az felhalmozódik.

Csupán a fentebb bemutatott korrelációs kapcsolatokkal azonban nem tudjuk a kiugró nitrit értékeket minden esetben megmagyarázni. Erre példaként a BA08 és a BA09 kutakat mutatjuk be. A BA08 kút átlagos nitrát tartalma 116 mg/l, ami a nyáron folyamatos csökkenést mutat (18. ábra). Ezzel párhuzamosan azonban a nitrit koncentráció jelentősen megemelkedik (17. ábra), amit továbbra is az oxigénhiánnyal magyarázunk, azonban ez nem vezethető vissza a magas nitrát tartalom miatt kialakuló oxigénhiányra, azt más tényező okozza. A BA09 es kútban ezzel szemben igen magas, 492 mg/l-es átlagérték mérhető, azonban ez nem okoz kiugró nitrit koncentrációemelkedést, az fokozatosan emelkedik. Az oxigénhiány okát tehát nem kereshetjük csupán a nitrát koncentráció alakulásában.

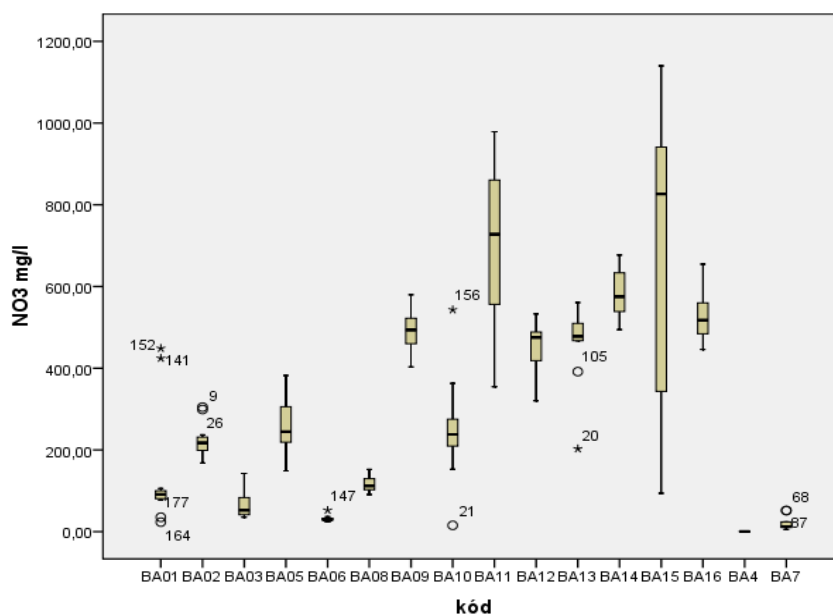


18. ábra. A BA08 és BA09 kutak nitrát koncentrációjának alakulása

### 5.1.7 Nitrát-ion

A nitrát önmagában relatíve nem mérgező, azonban magas koncentráció esetén veszélyes nitritté alakulhatnak. A nitrit a salétomsav mérgező sója, ami a vér oxigénszállítását akadályozza, mert a hemoglobint methemoglobinná alakítja át. Ez a felnőtt embereknél normális esetben legfeljebb rosszullétet és gyomorpanaszokat okoz. Azonban a csecsemőknél fulladásos halálhoz vezethet, hiszen a vérben alacsony oxigéntartalmat idézhet elő, és a csecsemők 6 hónapos korukig nem termelnek olyan enzimeket, amelyek a methoglobint visszaalakíthatná hemoglobinná (HAJDU Z., 2009). Ezt a szakirodalom kék-kórnak nevezi. A nitrit emellett aminosavakkal és fehérjetartalmú élelmiszerekkel rákkeltő hatású úgynevezett nitro-aminosavakat is képez. Vizsgálatok kimutatták, hogy ha egy 5,4 kg súlyú csecsemő táplálékát 44 mg/l nitrát-tartalmú vízből készítik el, akkor az még nem okoz tüneteket. Ez alapján a WHO 1959-ben a nitrátra vonatkozó egészségügyi határértéket 50 mg/l-ben határozta meg (HAJDU Z., 2009).

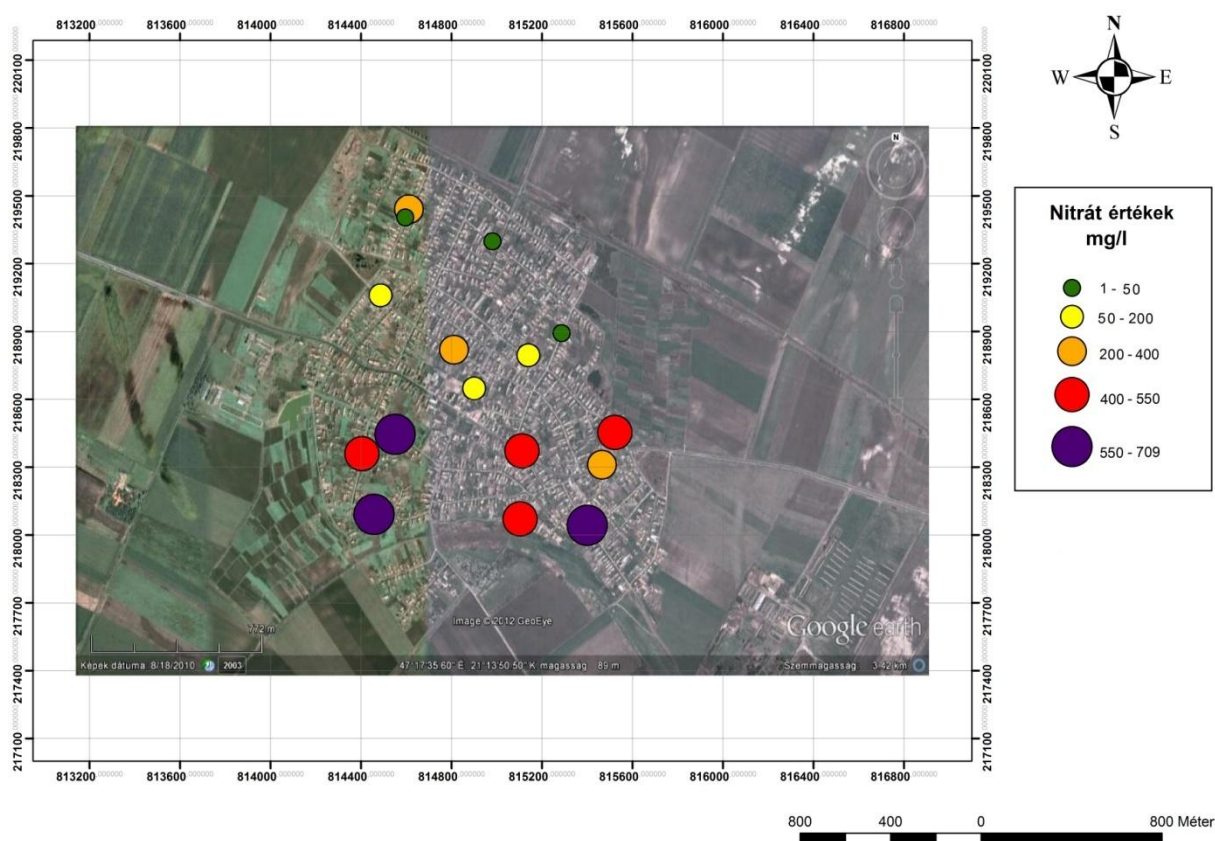
A faluban a szennyvíz talajvízbe szivárgása jelentős, ami a vizek nitrát tartalmát megnöveli. Az ásott kutakban 1 kivétellel igen magas nitrát koncentrációk alakultak ki (19. ábra). A vizsgált időszakban a 14-ből 8 kútban átlag 600 mg/l értékeket mértünk a megengedett 50 mg/l értékkel szemben. Emellett további 5 kútban szintén határérték feletti átlagosan 200 mg/l értékek voltak mérhetőek.



19. ábra: Az egyes talajvíz kutak nitrát szennyezettsége

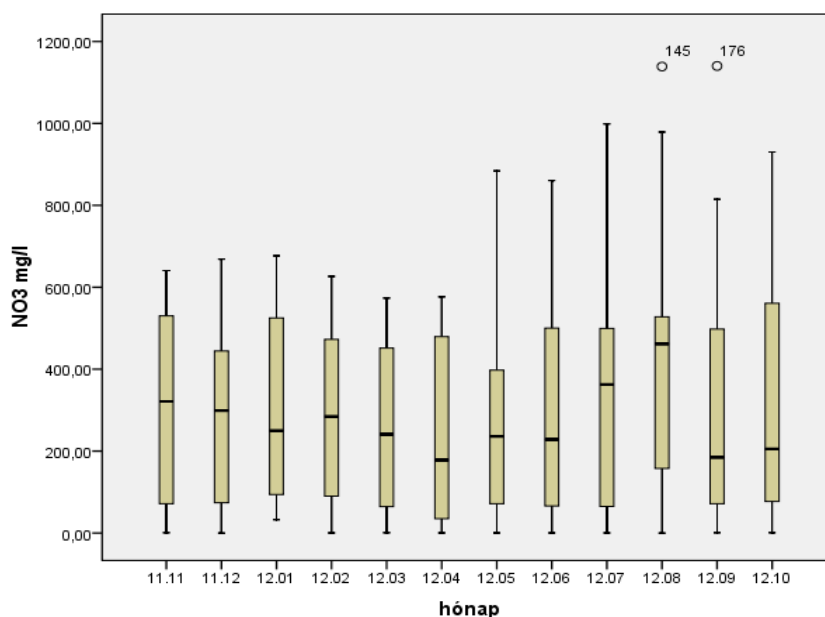
A nitrát koncentrációk alakulásában egyértelmű térbeli különbség rajzolódik ki. A település északi részén az ásott kutakban (BA01-08) a nitrát koncentrációja jóval alacsonyabb, mint a déli területen (BA09-16) (20. ábra). Az egyetlen ásott kút pedig (BA06), ahol a koncentráció végig a megengedett határérték alatt maradt, a település legészakibb részén található. Szemléltetésként az év folyamán a kutakban mért nitrát koncentrációk átlagértékeit külön térképen tüntettük fel (20. ábra).

Ez a markáns területi különbség domborzati, talajtani, antropogén hatások miatt alakulhatott ki. Ezek pontos meghatározása azonban további vizsgálatokat igényel. Az egyik legfontosabb tényező a talajvíz feltehetően É-D irányú áramlása. A dél felé áramló talajvízhez ugyanis egyre több háztartás szivárgó szennyvize keveredik, ami a déli területeken jelentősen magasabb szennyezettséget eredményez. Ezt bizonyítani azonban csak a talajvíz áramlás pontos meghatározása után tudjuk, amit tavasszal tervezünk elvégezni. Fontos ugyanakkor megemlíteni, hogy az egyes kutak értékeit – a többi szennyezőhöz hasonlóan – lokális hatások jelentősen módosíthatják. Ilyen tényező például a kutak szennyvízaktól, trágyadombtól való távolsága, valamint a talajvízáramlás ezek közötti iránya.



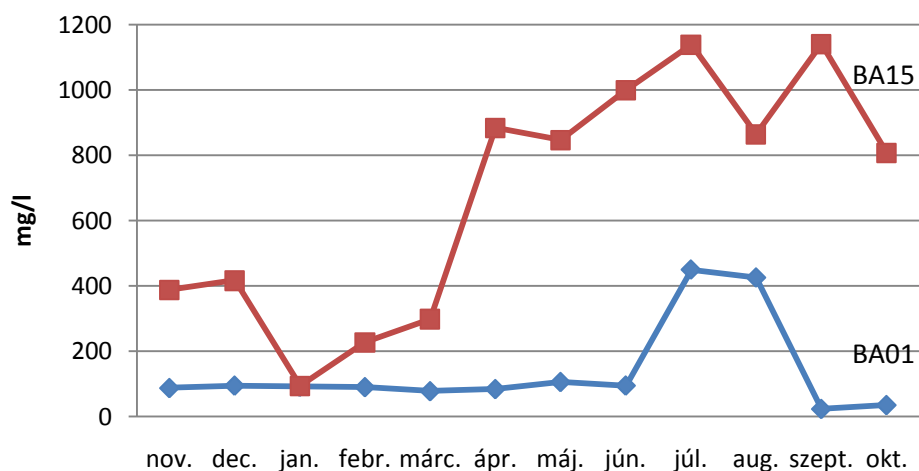
20. ábra. A nitrát koncentrációk térbeli alakulása az éves átlagértékek alapján

Mivel, a nitrit-nitrát átalakulást végző Nitrobakterek működése hőmérsékletfüggő, tevékenységük intenzitása a hőmérséklet csökkenésével arányosan mérséklődik és 10°C alatt működésük gyakorlatilag leáll, ezért már decembertől megindul a nitrát csökkenése, ami a legtöbb kútban májusban éri el minimumát. A hőmérséklet emelkedését 2 havi késéssel követve a koncentráció ismét nőni kezd (21. ábra).



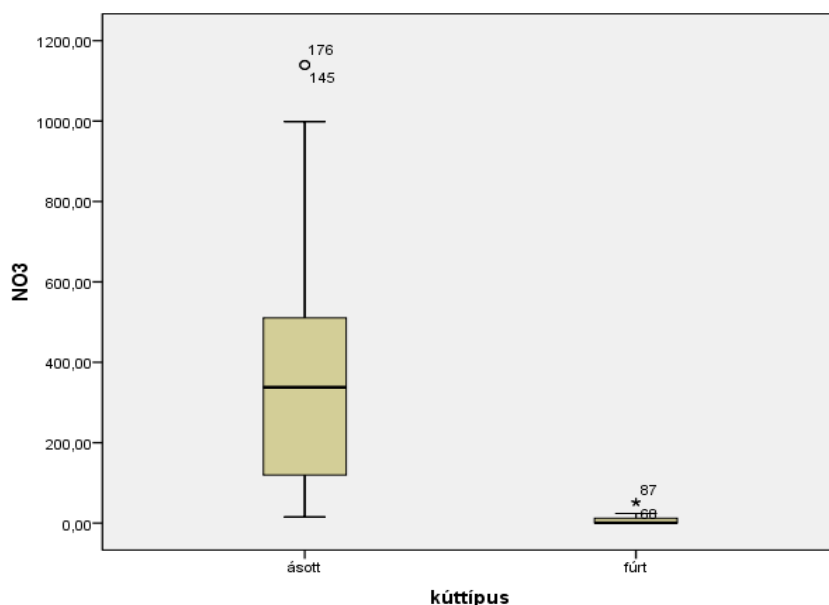
21. ábra. A nitrát koncentráció időbeli változása a vizsgált kutakban 2011 novembere és 2012 októbere között

A nyár folyamán a tavaszi állapothoz képest minden kútban megemelkedett a nitrát mennyisége, egyes kutak vize pedig jelentősen bekonzentrálódott (22. ábra). Ez két tényezőre vezethető vissza. Egyrészt a nyár igen meleg volt, ami a nitrifikáló baktériumok működését fokozta, másrészt igen kevés csapadék hullott, így ennek hígító hatása egyáltalán nem érvényesült. Fontos megemlíteni, hogy a nyár folyamán az 22. ábrán szereplő mindkét kút folyamatos használatban volt a kertek öntözése miatt, így a pangó víz esetleges eredményt módosító hatása esetükben nem léphetett fel. A BA01 kút júniusig tartó átlagosan 100 mg/l értéke a következő két hónapban, amikor az aszály és a hőmérséklet a legmagasabb volt, több mint négyszeresére, 430 mg/l átlagos értékre ugrott. A BA15 kútról elmondható, hogy minden általunk vizsgált paraméter tekintetben a legszennyezettebb, s ez a nitrát esetében különösen igaz. A téli hónapokban bekövetkező koncentráció csökkenés után már februárban markáns koncentrációnövekedés indul meg, mely júliusban érte el az 1140 mg/l-es maximum értéket.



22. ábra. A nitrát koncentráció időbeli változása a BA01 és BA15 kutakban

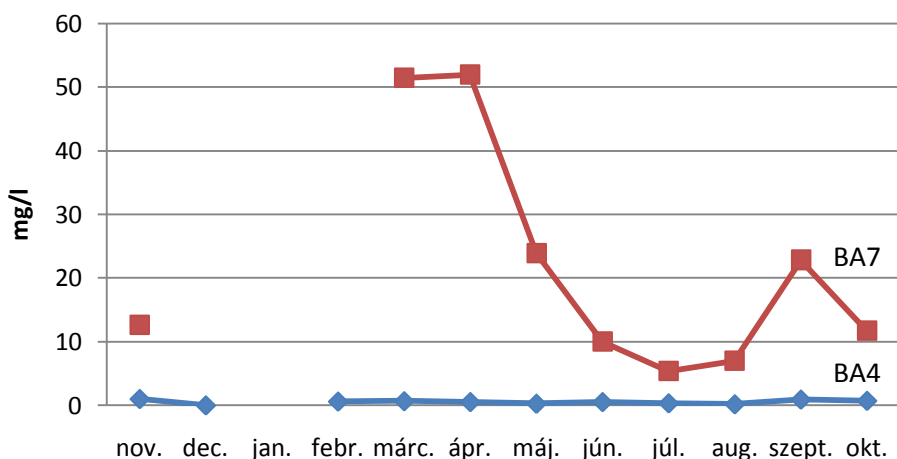
A fűrt kutak esetében jóval alacsonyabb nitrát-koncentrációkat mértünk, ami a lényegesen nagyobb vízmélységnek köszönhető (23. ábra). A 32 méteres fűrt BA7 kútban a nitrát-koncentráció az év legnagyobb részében határérték alatt mozog. A legmélyebb 102 méteres BA4 es kútban pedig a koncentráció a legtöbb hónapban még az 1 mg/l értéket sem éri el (24. ábra).



23. ábra. Ásott és fűrt kutak nitrát koncentrációja a vizsgált időszak folyamán

A vízmélységnek számottevő hatása van a nitrát koncentráció időbeli változásaira is. Míg az ásott talajvíz kutaknál határozott évszakos változásokat mutattunk ki, addig a mélység növekedésével egyre egyenletesebb a koncentráció alakulása (24. ábra). A BA7 kútban a

nitrát koncentrációja az egyik legkisebb szórást mutatja. A BA4 kútban az ingadozás értéke csupán 0,8 mg/l. A BA7 kút nitrát koncentrációja a levegő hőmérsékletváltozásait kb. 4 hónap késéssel követi, tehát a márciusi hőmérsékletemelkedés koncentrációnövelő hatása csak júliustól mutatható ki.

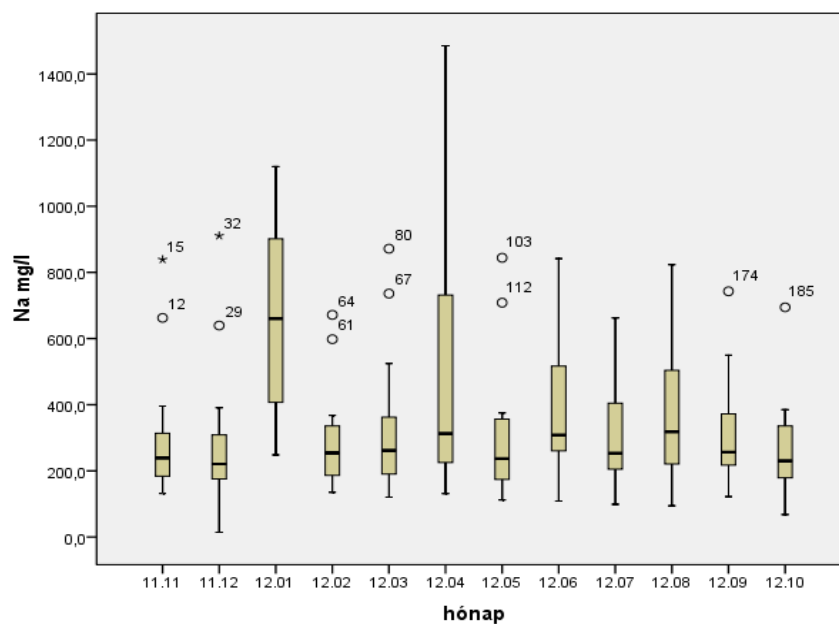


24. ábra. A fúrt kutak nitrát szennyezettsége

### 5.1.8 Nátrium-ion

A nátrium-ion elsősorban geológiai eredetű, melyről már korábban szoltunk. Azonban a kommunális szennyvizekkel is jelentős mennyiség kerül a talajvízbe. Megengedett szennyezettségi határértéke 200 mg/l (6/2009 (IV.14) RENDELET). Mivel a nátrium, különösen az Alföld szikes területein halmozódik fel (RÓNAI A., 1958), így Bárádon, ahol a környéken már szikes talajok is megtalálhatóak, szintén magas nátrium értékeket mértünk.

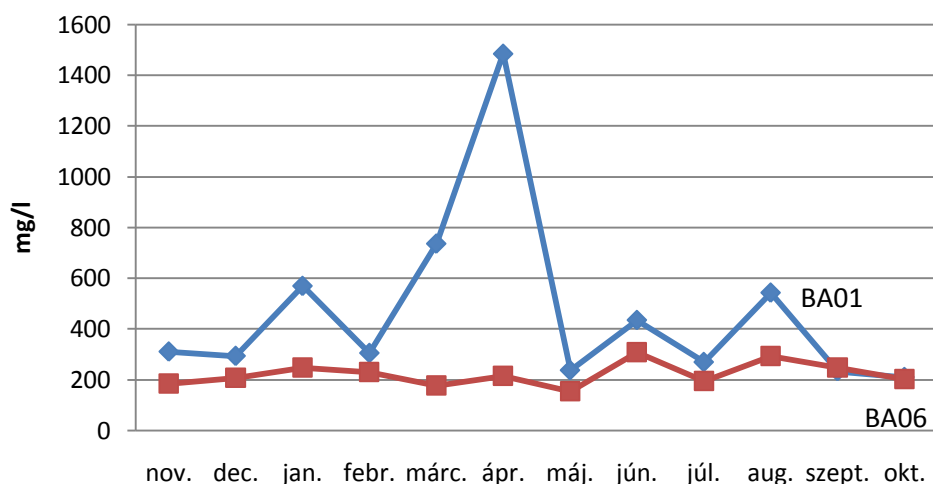
A 14 ásott kutakból 9-ben a koncentráció egész évben túllépi a megengedett határértéket. Azonban a többi kútban is gyakorta történik határérték átlépés. Igaz ez a BA6-os kútra is, amely a többi általunk vizsgált paraméternél csak nagyon kevés esetben lépi túl a vonatkozó maximum értékeket, a nátrium esetében azonban 12 mérésből 9 esetben átlépi a határértéket (26. ábra). Ebből arra következtethetünk, hogy a nátrium eltérően az eddigi szennyezőktől, legfőképp természeti okokból van jelen ilyen magas koncentrációban. Amelyet Rónai A. (1958) megállapításai is igazolnak.



25. ábra. A nátrium koncentrációk alakulása a vizsgált kutakban 2011 novembere és 2012 októbere között

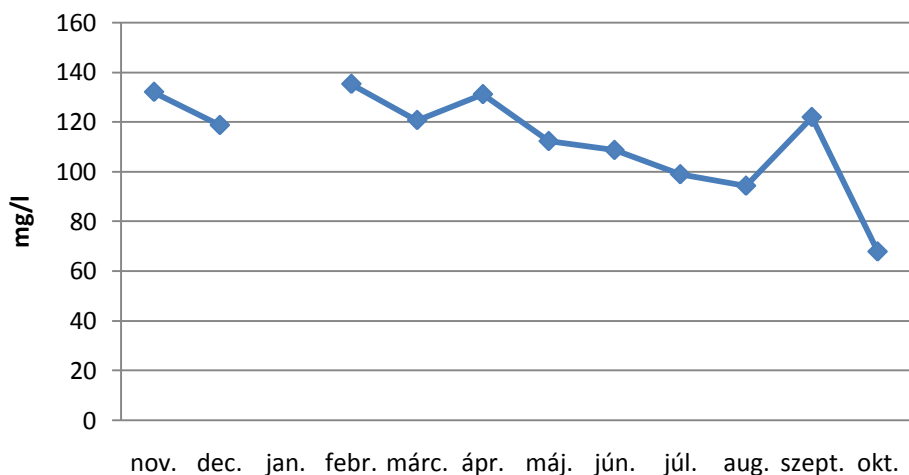
A nátrium időbeli változását egyértelműen a csapadékviszonyok határozzák meg. A januári fagy, így a kevés beszivárgás miatt, minden kútnál hirtelen többszörösére emelkedik a koncentráció (25. ábra). 2 kútnál 1000 mg/l, 3 kútnál 800 mg/l fölé, 6 kútnál pedig eléri, vagy jóval meghaladja a 400 mg/l értéket. Az ezt követő hónapban, az olvadás hígító hatására azonban mindenhol visszaesik a koncentráció, az adott kútra jellemző átlagos értékekre.

Mivel 2012-ben a február és április közötti időszakban összesen alig 30 mm csapadék hullott, így április hónapban szintén általános érvényű koncentrációnövekedés tapasztalható, azonban ennek mértéke már nem olyan markáns, mint a januári eset. Egy kútnál tapasztaltunk ilyet, a BA01-nél (26. ábra). Ahol februárban már exponenciális növekedés indul meg, ami áprilisban éri el a maximumot 1485 mg/l értékkel, ami a legmagasabb koncentráció a vizsgált periódusban. Ezt követően majd a csapadékos május hónapban az érték visszazuhan 237 mg/l szintre. A 26. ábráról jól leolvasható, hogy a nátrium értékek, együtt mozognak, az eltérő mértékű koncentrációemelkedés ellenére, amennyiben a BA01 és BA06-os kútnál is megfigyelhető a januári, áprilisi júniusi illetve júliusi koncentrációnövekedés.



26. ábra. A nátrium-ion koncentrációjának alakulása a BA01 és BA06 kutakban

A nátrium-ion koncentrációja csupán a 102 méteres, fűrt BA4 kútban maradt végig határérték alatt (27. ábra). Megállapítható továbbá, hogy ebben a kútban az ingadozás is igen alacsony. Ez szintén a mélységgel hozható összefüggésbe. Ez a víztömeg már nincs oly mértékben kitéve az időjárásnak, mint a felszíntől néhány méterre lévő ásott kutak vize.



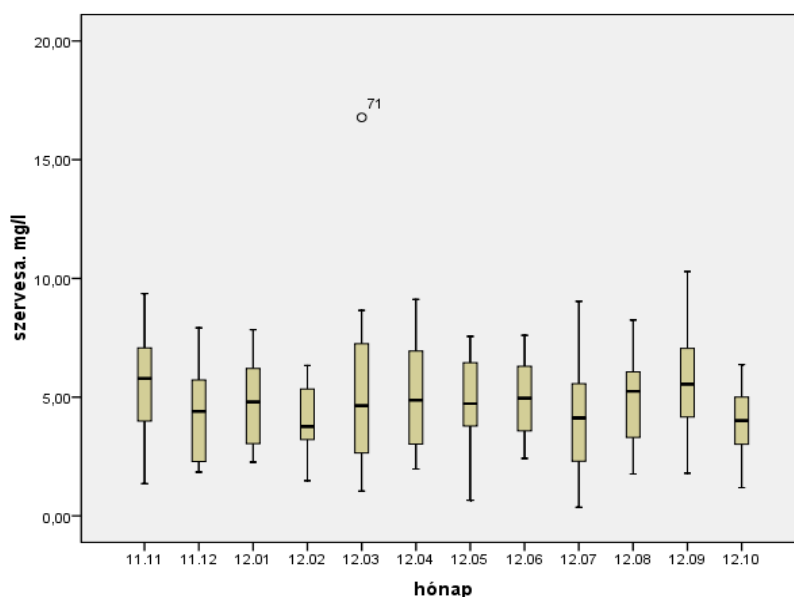
27. ábra. A nátrium-ion koncentrációjának alakulása a BA4 kútban

### 5.1.9 Szervesanyag tartalom

A vizek szerves anyag tartalmának ismerete nélkülözhetetlen a vizek szennyezettségének megállapításához, ugyanis ezen szerves anyagok bomlanak le és határozzák meg az általunk is vizsgált szerves szennyezők mennyiségét. Szerves anyag természetes módon az élő szervezetek elpusztulásával kerül a talajvízbe, akár autochton akár allochton módon. Azonban

ezt a dinamikus egyensúlyt az ember szintén megbontja, hiszen a talajvízbe jutó szennyvizek, valamint a nem szabályosan elhelyezett hulladékokból kioldódó és a talajba szivárgó vizek igen komoly szerves anyag tartalommal rendelkeznek (FAZEKAS I., 2003).

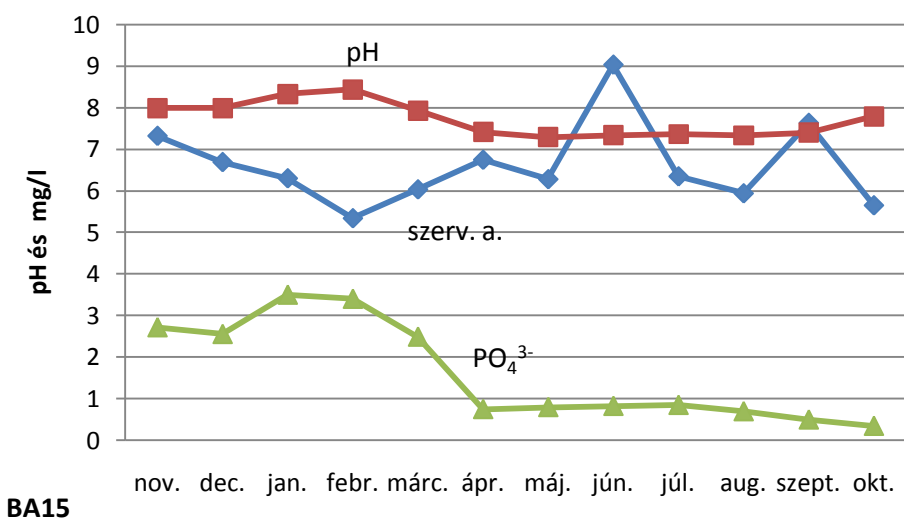
A  $KOI_{ps}$  értékre az egészségügyi határérték 4,5 mg/l (BARÓTFI I., 2002). Az e fölötti értékek már szennyezésre utalnak. A vizsgált időszakban 14 ásott kútból 10-ben mértünk az év folyamán magasabb koncentrációkat (28. ábra).



28. ábra. A szervesanyag-tartalom időbeli változása a vizsgált kutakban 2011 novembere és 2012 októbere között

A szervesanyag-tartalom időbeli változásait figyelve megállapítottunk egy szignifikáns novembertől februárig tartó csökkenést. Ez a vegetáció téli szünetelésével hozható összefüggésbe. Ehhez járul még hozzá a fagyott talaj, ami miatt a szerves anyagok talajba mosódása akadályozott. A márciusi méréseknél azonban már erős növekedés tapasztalható, ami a felszíni hólével és csapadékkal a talajvízbe mosódó felszíni anyagoknak tulajdonítható. A nyári periódusban szintén jól megfigyelhető koncentrációnövekedés tapasztalható, ami a szervesanyag bomlás intenzitásának növekedésével, valamint a kevés csapadékkal magyarázható.

Mivel a szerves anyag bomlásakor savak szabadulnak fel, azért a pH érték a szerves anyag bomlásának intenzitásának növekedésével csökken. A pH pedig hatással van az ortofoszfát-ion koncentrációjára, mégpedig szignifikáns pozitív korrelációval (29. ábra).



BA15  
29. ábra. A szerves anyag - pH - ortofoszfát kapcsolata a BA15 kútban

#### 5.1.10 Arzén

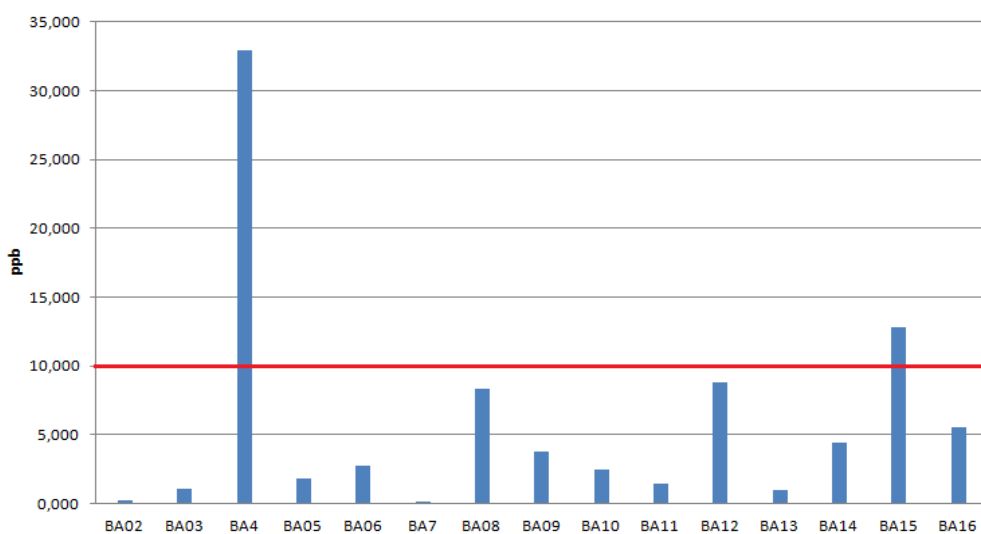
Az Alföld mélységi vizei geológiai okokból igen nagy mennyiségű arzént tartalmazhatnak. Az arzén erősen mérgező és bizonyítottan rákkeltő hatású. Nagy dózisban a szervekben károsodást idéz elő, bőrbetegséget, bőrrákot okoz, valamint a halvaszületések és abortuszok számát is megnöveli (ÁNTSZ, 2006). Azonban a toxicitás szempontjából nem mindegy hogy milyen arzénvegyületek kerülnek a szervezetbe. Míg például az arzén-hidrogén LD<sub>50</sub> értéke 3 mg/kg (LD<sub>50</sub>: Az a dózis, amely a kísérleti állatok 50%-nak pusztulását eredményezi), addig az arseno-kolinnak csupán 10.000 mg/kg (GALAMBOS I., 2006). Ezt a speciális vizsgálatot azonban nem áll módunkban elvégezni, így a dolgozatunkban az arzén elemzése kapcsán a 6/2009 Rendeletre hagyatkozunk, amely az ivóvíz megengedett arzénkoncentrációját 10 ppb/l értékben határozza meg (6/2009 (IV.14) RENDELET).

Az arzén toxikus hatása ellenére az emberi szervezeteknek kis mennyiségben szüksége van rá, ami naponta minimum 3µg-ot, maximum 150 µg-ot jelent. Az ajánlott érték pedig 15-50 µg (GALAMBOS I., 2006). Az egészségügyi határértéket is ennek függvényében határozták meg.

Az általunk megvizsgált ásott kutakban az arzénkoncentráció csupán a BA15 kútban haladta meg kismértékben a megengedett határértéket (30. ábra). A többi ásott kútban azonban alatta, vagy jóval alatta marad az arzén koncentrációja.

Az egyetlen jelentős határérték túllépés a legmélyebb 102 méteres fúrt BA4 kútban mérhető (30. ábra). Itt az arzén koncentrációja a 33 ppb/l ami több mint háromszorosan

haladja meg a vonatkozó határértéket. Ez már egészségügyi kockázatokat jelent, annál is inkább, mert a kút vizét, annak viszonylagos tisztasága miatt gyakorta fogyasztják, valamint az állatokat rendszeresen ezzel a vízzel itatják. Továbbá öntöznek is a vízzel, így a táplálékláncban felhalmozódva komoly terhelést jelenthet az ott élők számára. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a foszfátok az arzénatok antagonistái, így a felvétel nagyobb foszfátkoncentrációval gátolható (GASZTONYI ÉS LÁSZTITY, 1993), amely a BA4 kút esetében teljesülhet, hiszen az ortofoszfát-ion átlagértéke 0,87 mg/l. Tehát ez a növények arzénfelvételét gátolhatja.



30. ábra. Az arzénkoncentráció alakulása a vizsgált kutakban

Az adatok alapján kijelenthetjük, hogy a magas arzénkoncentráció nem antropogén okokra vezethető vissza. Ennek hátterében sokkal inkább geológiai tényezők a meghatározóak. Hiszen pont az emberi tevékenységnek leginkább kitett kutakban volt alacsony az arzén koncentrációja.

## 5.2 Lokális szennyező források hatása az ásott kutak vizére egy konkrét példa alapján

Az előzőekben megvizsgáltuk az ásott és fűrt kutak szennyezettségét. A dolgozat elején rávilágítottunk az antropogén eredetű szennyezés talajvizekre gyakorolt hatására. A szennyezők adatainak elemzésekor végig igyekeztünk hangsúlyozni, hogy az egyes kutak

adott időben eltérő értékei, általános szennyezettségi fokuk nagyban függ a környezetükben található lokális szennyező források (szennyvízakna, trágyadomb) hatásától. A lokális hatások összeadódnak nagyobb mértékű területi különbségeket kialakítva, mint azt a nitrát esetében tapasztaltuk.

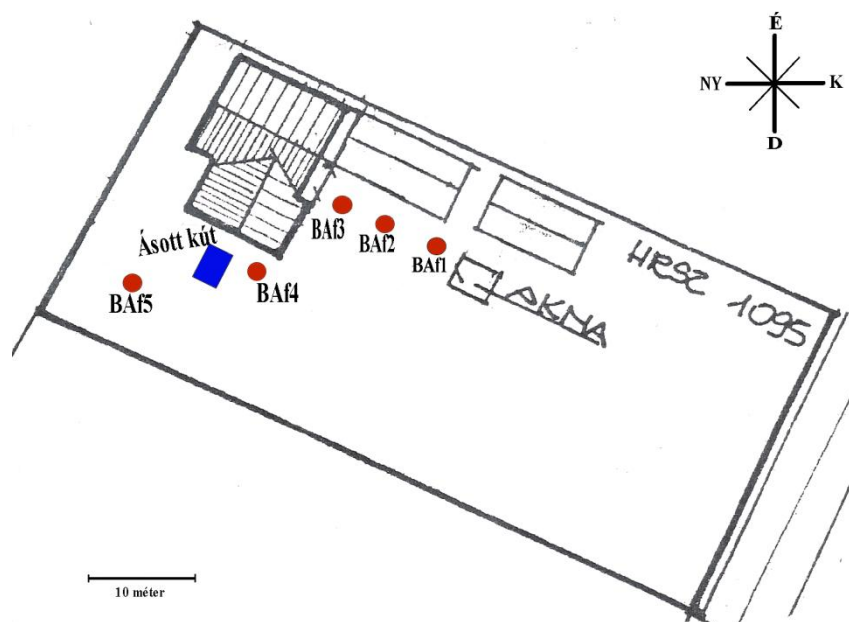
Ebben a fejezetbe a lokális szennyező források talajvíz kutakra, valamint a település talajvíz minőségére gyakorolt hatását kívánjuk bemutatni. Mivel a település egyáltalán nincs rákötve a csatornahálózatra, így a legfontosabb ilyen lokális szennyező forrás a háztartásokban található szennyvízakna. Ezért mi is egy háztartási szennyvízleürítő, környezetére gyakorolt hatását kívánjuk elemezni, hogy ez alapján a település egészére jellemző szennyezés folyamatáról részletesebb képet kapjunk.

Mivel az általunk vizsgált szennyezők koncentrációjának alakulása nagymértékben meghatározott a szennyező forrás távolságától, a távolság pedig az egyes paraméterek koncentrációját eltérő módon befolyásolja, ezért fontosnak tartjuk az egyes szennyezők mellett a hőmérséklet, illetve a vízmélység alakulásának részletes bemutatását is.

A faluban található szennyvízknákat úgy készítették, hogy azok ne szigeteljenek teljesen, hanem az akna oldalán, alján a szennyvíz elszivároghasson, így spórolva meg a szennyvíz elszállításának költségeit. Itt kell megjegyeznünk, hogy a falu határában történő illegális szennyvízkiürítés igen jelentős.

Az egyes háztartások szennyvízknájából kiáramló szennyvíz mennyisége nem azonos, ez függ a szigeteltség mértékével, valamint a keletkező szennyvíz mennyiségével. A szennyvízakna ásott kútra gyakorolt hatása is több tényező együttes hatására alakul ki. Legfontosabb ilyen tényező az akna és a kút távolsága. Meghatározó még a talajvízáramlás iránya és a talaj minősége.

Mi a Vörösmarty u. 29 szám alatt található BA01 kút és az udvaron található szennyvízakna kapcsolatát kívántuk feltérképezni (31. ábra).



31. ábra. A furatok elhelyezkedése

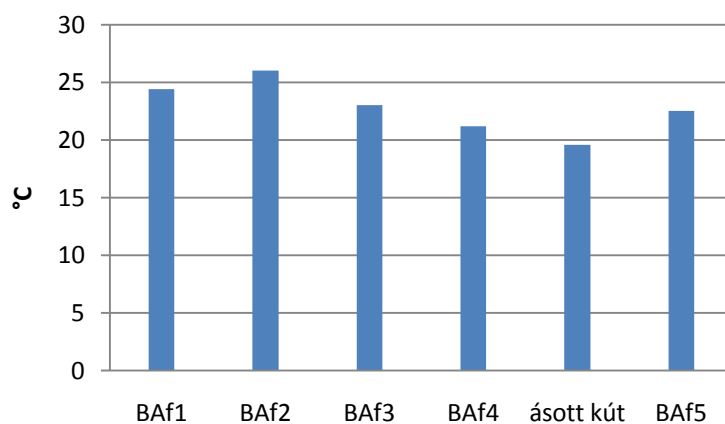
A háztartás az elmúlt évben kb.  $180 \text{ m}^3$  vizet fogyasztott. Ebből nagyjából  $85\text{-}90 \text{ m}^3$  szennyvizet szállítottak el. A szennyvízszállítást általában havonta végzik, azonban az elmúlt 3 hónapban nem volt szükség szállításra, ugyanakkor az akna végig tele volt és a vízfogyasztás havi mennyisége is meghaladta a télit. Ez a száraz időjárással magyarázható, hiszen a talajban lecsökkent a talajvíz szintje, így a szennyvíz könnyebben tud kiáramlani. Az ott lakók hosszabb távú megfigyelései alapján a csapadékosabb időszakokban viszont gyakrabban kell szippantani, mert a talajvíz beáramlik az aknába, tehát az akna szennyvize és a talajvíz dinamikus kapcsolatban áll egymással. Az állatok itatására kb.  $10 \text{ m}^3$  víz fogyott, ami ugyan a trágyadombon keresztül visszakerül a talajba, azonban a szennyvízknába nem jut el, ezért ezt a mennyiséget nem számoljuk az elszivárgó szennyvízhez. Éves szinten tehát hozzávetőlegesen  $75\text{-}80 \text{ m}^3$  szennyvíz szivárog a talajba, talajvízbe. Ez napi mennyiségre levetítve  $220\text{-}230$  liter elszivárgó szennyvizet jelent, ami komoly terhelésnek számít.

Mivel a talajvíz szintje az akna közelében magasan,  $1,7$  méter mélyen található, így a szennyvíz közvetlenül keveredhet a talajvízzel, ami a szennyezés mértékét tovább növeli, hiszen a talaj szűrő hatása nem tud érvényesülni.

A vizsgálatok alapján megállapítottuk, hogy az aknából kiáramló szennyvíz erőteljesen befolyásolja a talajvíz minőségét az akna környezetében. A szennyezők koncentrációja a szennyvízknától távolodva egyes esetekben csökken, máskor viszont fokozatosan nő. Ennek okát a következőkben részletesen kifejtjük.

### 5.2.1 Hőmérséklet

A talajvíz hőmérséklete ugyan nem a szennyvízszaknához legközelebb eső BAf1 kútban a legmagasabb, hanem a második furatban, azonban így is jól megfigyelhető egy aknától távolodva csökkenő vízhőmérséklet (32. ábra).



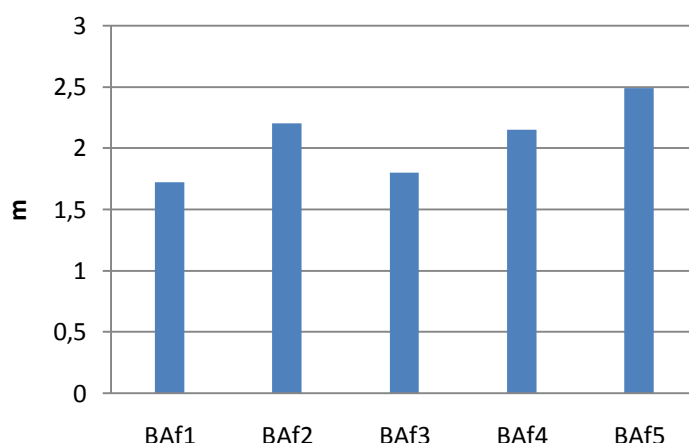
32. ábra. A hőmérséklet alakulása

Ennek oka a kiáramló, környezeténél melegebb szennyvízben keresendő. Nem nehéz belátni, hogy a háztartásban felhasznált víz jó része meleg víz a fürdés, mosogatás miatt, így a kiáramló víz felmelegíti az akna körüli talajvizet. Az akna közelében lévő 24,5-26°C-os víz a BAf4-es kútban már csupán 21,2°C. Az ásott kútban a mért érték még alacsonyabb, 19,6°C, hiszen a talajszigetelő hatása kevésbé érvényesül. Mivel a nitrifikáció folyamata hőmérsékletfüggő, és ezen a viszonylag rövid 17 méteres távon is közel 7°C-os eltérés tapasztalható ezért a nitrogénformák koncentrációjának alakulásában is igen komoly szerepet játszhat a hőmérséklet alakulása. Ezt azonban eddig nem tudtuk igazolni, hiszen a koncentrációk alakulását egyéb tényezők markánsabban befolyásolják, amire később részletesen kitérünk. A téli hónapokban azonban a hőmérséklet szerepe felerősödhet.

### 5.2.2 Vízmélység

A szennyvízszaknából kiáramló szennyvíz megemeli a körülötte lévő talajvízszintet, úgynevezett vízdóm alakul ki. A megemelkedett vízszintből pedig a vízáramlásra következtethetünk. Az aknából kifolyó víz így módosítja a természetes talajvízáramlást, hiszen a terület síkság révén kis relatív relief energiájából származó lassú áramlási sebességet és az áramlási irányt is képes megváltoztatni.

A talajvíztükör mélysége az aknától távolodva fokozatosan nő (33. ábra.).



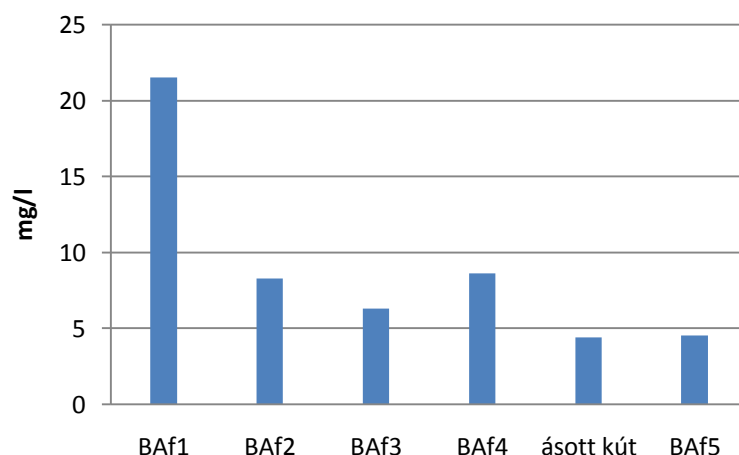
33. ábra. A vízmélység alakulása

Míg a BAf1 kútban 1,7 méter vízmélységet mértünk, addig a BAf4 furatban 2,15 méter, a BAf5 furatban pedig már 2,5 méter mélyen volt a talajvíz. Tehát az udvarban a szennyvíznek 80 cm-es szintkülönbséget okoz, ami jelentősnek mondható, a folyamatosan kifelé áramló szennyvíz mennyiségének ismeretében, azonban nem meglepő. Az akna közelében mérhető magas vízszint pedig – mint már említettük –, a szennyezés mértékét tovább növeli azáltal, hogy közvetlen keveredés van a szennyvíz és talajvíz között.

### 5.2.3 Szervesanyag-tartalom

A kommunális szennyvizek igen magas, 70-200 mg/l KOI(Mn) szerves anyag tartalma (BARÓTFI I., 2002) jelentősen befolyásolja a talajvíz szervesanyag tartalmát is. A megengedett 4,5 mg/l-es határértéket lényegében az egész területen túllépi a szervesanyag koncentrációja. Az értékek azonban igen eltérő mennyiségeket mutatnak.

Az aknától távolodva először radikálisan, majd fokozatosan csökken a mennyisége (34. ábra).



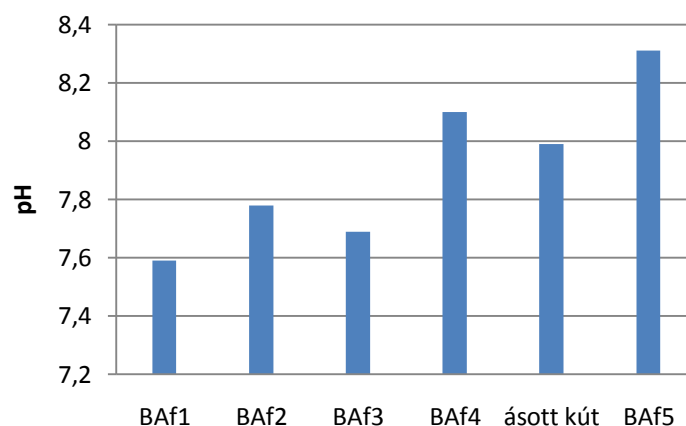
34. ábra. A szervesanyag tartalom alakulása

A BAf1 furatban a szennyvízaktól egy méterre a szervesanyag tartalom 21,5 mg/l, ez igen jelentős mértékű friss szennyezésre utal, a következő, csupán néhány méterrel távolabb fekvő BAf2 furatban azonban a koncentráció radikálisan 8,29 mg/l-re csökken. Ezután egy folyamatos, de kisebb mértékű csökkenés tapasztalható így a BAf5 furatban 4,53 mg/l érték mérhető, ugyanakkor ez még mindig magasabb a határértéknél. Az ásott kútban is csupán egy tizeddel marad a mért koncentráció a határérték alatt. Kijelenthetjük tehát, hogy az egész területen nagyon magas a szervesanyag-tartalom, amit a kiáramló szennyvíz okoz.

A természetes rendszerben a szervesanyag biológiai bomlása hamarosan megkezdődik. Ez pedig nagyban befolyásolja a különböző általunk vizsgált paraméterek alakulását. A szerves szén elbomlása alapvető követelménye a nitrifikáció beindulásának (BARÓTFI I., 2002). A szerves nitrogén lebontása pedig az elemi nitrogén képződésének kezdő lépése. A szervesanyagok bomlásakor savak keletkeznek, ami a pH értékek alakulásában megmutatkozik.

#### 5.2.4 pH-érték

A pH értékek a szennyvízaktól távolodva fokozatosan növekednek ellentétben a szervesanyag-tartalommal, ami csökkenő tendenciát mutat (35. ábra).



35. ábra. A pH értékek alakulása

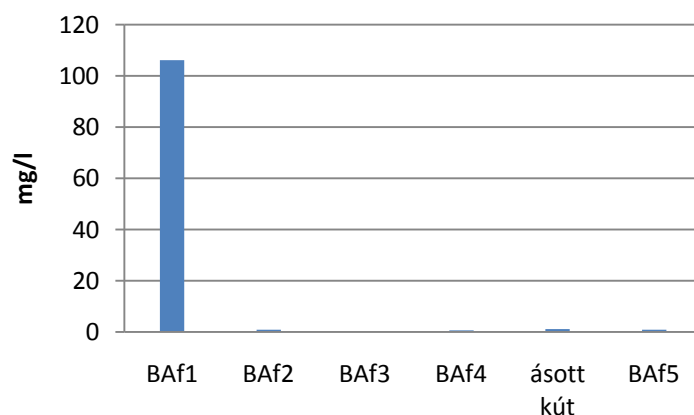
A magyarázat a szervesanyag bomlásakor keletkező savakban rejlik. Az akna közelében igen magas szervesanyag tartalommal találkoztunk, ennek bomlásából jóval több sav is keletkezik, így a BAf1 furatban a pH értéke 7,59, ami jóval kisebb a többi furathoz viszonyítva. Ahogy a szennyvízaktól távolodva lecsökken a szervesanyag mennyisége, úgy növekszik a pH érték. A BAf2 furatban 7,78, a BAf4 furatban pedig már 8,1 a pH. Az ásott kútban szintén a trendbe illeszkedve 7,99 pH-t mértünk. A legtávolabbi BAf5 furatban a pH 8,31-re emelkedik. Megállapíthatjuk tehát, hogy a szennyvíznek a pH értékeket is erősen befolyásolja.

A pH érték alakulása több szempontból is fontos. Először az ammonifikáció folyamatát említjük, aminek optimális pH tartománya 8-9,5 pH között mozog. Tehát a szennyvízaktól távolodva a folyamat egyre gyorsabban játszódik le, ami a nitrát értékekre is kifejti hatását. A másik befolyásoló hatás pedig az ortofoszfát-ion értékeknél jelentkezik.

### 5.2.5 Ammónium-ion

A magas ammónium-ion tartalom friss szennyeződésre utal. Mivel szerves anyagok bomlásakor ammónia keletkezik, így az ammónia a szervesanyag biológiai bomlásának indikátora (BARÓTFI I., 2002).

A friss szennyeződést, és a szervesanyag bomlását a BAf1 furatban mért 106,11 mg/l koncentráció jól mutatja, ami a megengedett 0,5 mg/l egészségügyi és szennyezettségi határértéknek több mint kétszázszorosa (36. ábra). Az ettől távolabb eső furatokban radikális csökkenés figyelhető meg. A BAf2 furatban már csupán 0,709 mg/l értéket mértünk – ami még mindig határérték feletti –, ez a távolabbi furatokban tovább csökken.



36. ábra. Az ammónium-ion koncentrációjának alakulása

A koncentráció csökkenése több tényező együttes hatásával magyarázható. Elsőként azt említjük meg, hogy mind a Nitrobakter mind a Nitrisomanas kemoautotróf szervezet, így szénforrásként csupán szerves szén használ fel, szerves szén jelenlétében pedig nem szaporodnak (BARÓTFI I., 2002). A szennyvízakna közelében pedig igen magas 21,5 mg /l szervesanyag tartalmat mértünk, ami a magas szerves széntartalmat is feltételezi. Így tehát a nitrifikáció gátolt, az ammónium-ion nem tud nitritté, majd nitráttá oxidálódni, hanem a szervesanyag folyamatos bomlása révén felhalmozódik, még hozzá jelentősen 106,11 mg/l értékkel. Miután a szervesanyag tartalom jelentősen lecsökken a távolabb eső furatokban, a szerves széntartalom is lecsökken, így beindulhat a nitrifikáció első szakasza az ammónium-ion nitritté alakulása. A mért értékek alátámasztják az elméletet, hiszen a szervesanyag radikális csökkenésével az ammónium-ion koncentrációja is radikális csökkenést mutat, ami az átalakulást bizonyítja.

A másik tényező szintén a szervesanyag bomlásával hozható összefüggésbe, de itt nem a szerves szén bomlása a döntő, hanem a keletkező savak pH csökkentő hatása. Mint már írtuk, a pH a BAf1-3 kutakban jóval a 8-as pH érték felett van, ami pedig az ammónium-ion átalakulás optimumának alsó határa. Tehát az ammónium-ion átalakulását nemcsak szerves szén gátolja, hanem az alacsony pH-érték is csökkenti az átalakulás sebességét.

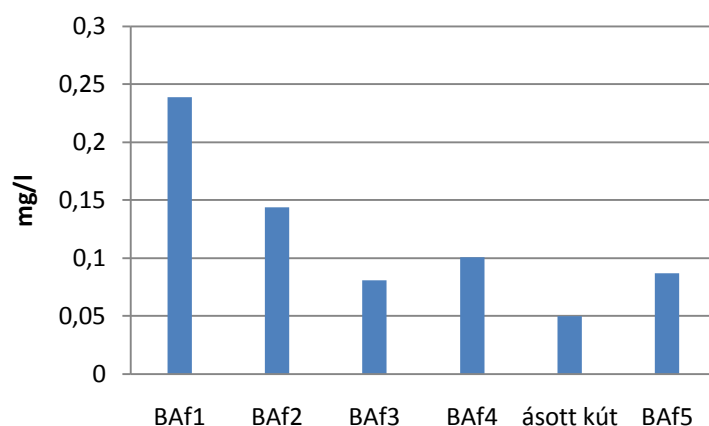
A harmadik tényező a szennyvíz kiáramlása. Az akna körül a gyorsabb áramlás folyamatos szennyvízutánpótlást biztosít, így a szerves szén jelenléte és az alacsony pH a BAf1 furatban végig meghatározó, gátolja a nitrifikációt. Azonban a kúttól távolodva az áramlás lelassul, nem érkezik annyi friss szennyvíz, így a csökkent szervesanyag tartalmú, magasabb pH értékű talajvíz már kedvezőbb feltételeket biztosít az átalakulásra, így az ammónium-ion koncentrációja lecsökken.

Utolsóként megemlítjük, hogy az ammónia nitríté alakulása lassabb folyamat, így a kút közelében kialakuló gyorsabb vízáramlás miatt a nitrit és nitrát nem tud felhalmozódni, hiszen a szennyvízből naponta több száz liter áramlik ki és kerül e víztömeg helyére.

### 5.2.6 Nitrit-ion

Az ammónium-ionból képződött nitrit, ha megfelelő mennyiségű oldott oxigén áll rendelkezésre, rögtön továbboxidálódik nitráttá, így nem halmozódik fel. A méréseink ezt a tényt támasztották alá. Egyik furatban sem mértünk határérték feletti értékeket, a koncentrációk 0,050-0,239 mg/l körül alakultak.

A fentebb leírt ammónia átalakulás folyamat, és módosító hatások ismeretében elsőre meglepő lehet, hogy a szennyvízaktól távolodva folyamatos nitriteszkkenést tapasztalunk (37. ábra).



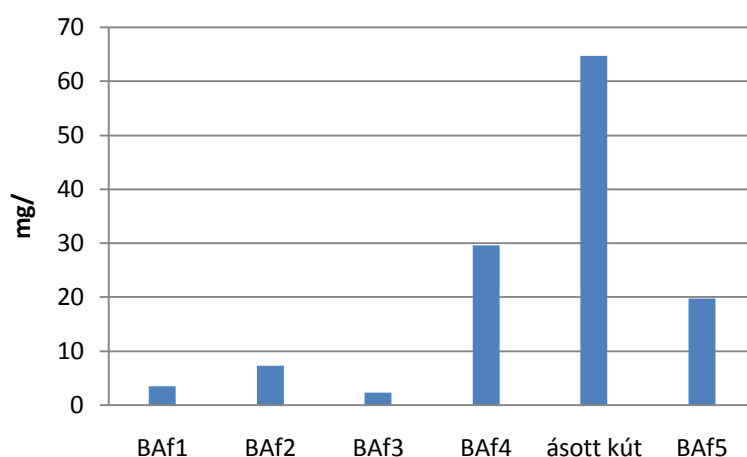
37. ábra. A nitrit-ion koncentrációjának alakulása

Hiszen a szennyvízaktól közelében fellépő ammónium-ion átalakulást gátló hatások miatt a kúttól távolodva a nitrit koncentráció növekedését várhatnánk. Ez azonban csupán nagyon alacsony, maximum 0,15 mg/l-es eltérést okoz a furatokban. A magyarázat abban rejlik, hogy a nitrit a szennyvízaktól távolodva egyre gyorsabban tud nitráttá oxidálódni, így ez a relatíve kis koncentráció még tovább csökken. Mivel a nitrit nem halmozódik fel, hanem tovább oxidálódik nitráttá, így a nitrit kisebb mennyiségéből nem lehet az elbomlott ammónium-ion mennyiségére következtetni, ez csupán a nitrát koncentráció alapján lehetséges. A szennyvízaktól távolodva növekvő nitrát mennyisége pedig a nitrifikáció erősödését támasztja alá.

### 5.2.7 Nitrát-ion

A szennyvízakna közelében a nitrifikáció gátolt, a gátló hatás az aknától távolodva fokozatosan megszűnik, ez pedig a nitrát koncentrációk alakulásában megmutatkozik.

Az aknától távolodva ugyan nem fokozatos a koncentráció növekedése, de a növekvő tendencia jól megfigyelhető (38. ábra). A BAf1 furatban csupán 3,608 mg/l értéket mértünk, ami a BAf2 furatban 7,298 mg/l-re nő. Ugyan a következő furatban az érték visszacsökken 2,427 mg/l-re, azonban a BAf4 kútban 29,586 mg/l-re ugrik a nitrát tartalom, ami még mindig határérték alatti. Az ásott kútban a koncentráció 64,616 mg/l, ami már túllépi az egészségügyi határértéket.



38. ábra. A nitrát-ion koncentrációjának alakulása

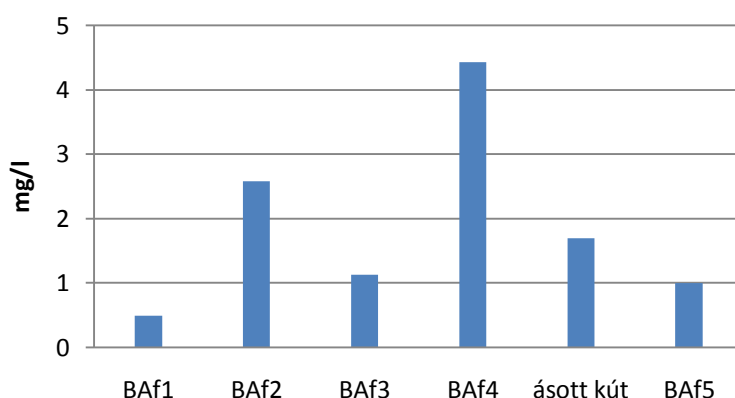
Megállapítható tehát, hogy a nitrát-tartalom alakulása is nagyban függ a szennyvízaktól való távolságtól, a határértéket túllépő koncentráció pedig egyértelműen a kiáramló szennyvíznek tulajdonítható.

### 5.2.8 Ortofoszfát-ion

A kommunális szennyvizek sok szerves foszfort tartalmaznak, amelynek koncentrációja a szervesanyag bomlásával csökken, és ezzel egyidejűleg a szervesetlen ortofoszfát-ion koncentrációja megnő.

Ezt a méréseink is alátámasztják (39. ábra). A BAf1 kútban az aknához legközelebb mértük a legalacsonyabb koncentrációt, 0,485 mg/l. Már ez az érték is csupán 0,15 mg/l-rel marad el a határérték alatt, ami azonban már komoly szennyezésre utal. A többi kútban ettől

jóval magasabb értékek mérhetők (1,127-4,427 mg/l), ugyanakkor ettől a hirtelen emelkedéstől a továbbiakban nem tapasztalható folyamatos növekedés vagy csökkenés. Az értékek alakulása azonban szoros összefüggést mutat a pH érték alakulásával. A BAf2 furatban a koncentráció az ötszörösére emelkedik, 2,57 mg/l-re, a pH érték is nő. A BAf3 furatban az ortofoszfát koncentráció 1,127-re csökken, a pH-ban is csökkenés tapasztalható. A BAf4 furatban a pH 7,69-ről 8,1-re emelkedik, amit a foszfát koncentráció követ, 4,427 mg/l értékkel. Az összefüggés a pH ortofoszfát adszorpciójára gyakorolt hatásával magyarázható. A BAf4 furattól távolodva az a szoros összefüggés a pH és foszfát között már nem mutatható ki, hiszen az ásott kút 7,99-es pH értékéhez csupán 1,694 mg/l foszfát társul, a BAf5 furatban a legmagasabb 8,31 pH mellett is viszonylag alacsony 0,998 mg/l ortofoszfát koncentrációt mértünk. Ez pedig már a szennyvíznek csökkenő, talajvízre gyakorolt hatásával magyarázható. Tehát az ortofoszfát alakulása nem csupán a pH-tól függ, nagyban befolyásolja a szennyezés mértéke, a szennyező forrás távolsága.

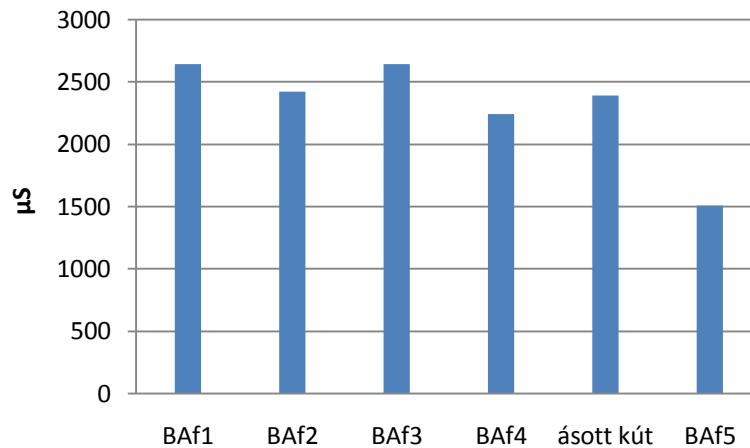


39. ábra. Az ortofoszfát-ion koncentrációjának alakulása

### 5.2.9 Elektromos vezetőképesség

Az elektromos vezetőképesség az oldalon-tartalomról ad tájékoztatást. A 2500  $\mu\text{S}/\text{cm}$  határérték feletti értékek komoly szennyeződésre utalnak (6/2009 (IV.14) RENDELET).

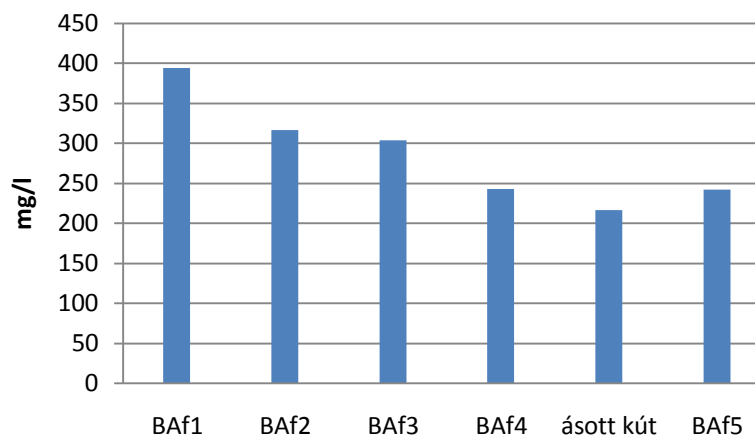
Ez az akna közelében teljesül, az aknától távolodva pedig csökken a vezetőképesség mértéke, ami a csökkenő szennyezést igazolja (40. ábra). A BAf1 és BAf3 furatban mértük a legmagasabb vezetőképességet egyaránt 2640  $\mu\text{S}/\text{cm}$ -t. A BAf4 kútban már határérték alatti, 2240  $\mu\text{S}/\text{cm}$ -t, a BAf5 furatban pedig csupán 1504  $\mu\text{S}/\text{cm}$ -t mértünk. Az ásott kútban 2390  $\mu\text{S}/\text{cm}$  volt a vezetőképesség, ami a csökkenő trendbe illeszthető.



40. ábra. Az elektromos vezetőképesség alakulása

### 5.2.10 Nátrium

A felszín alatti vizek nátrium tartalma elsősorban geológiai tényezőkre vezethető vissza (RÓNAI A., 1961). Az antropogén eredetű szennyezés azonban ennek mennyiségére is erőteljesen kifejti hatását. A geológiai adottságok tehát a nátrium koncentrációk alakulását csak részben, határozzák meg. Ezt a tényt szemléletesen alátámasztják a vizsgálataink során kapott adatok (41. ábra).



41. ábra. A nátrium koncentrációjának alakulása

A szennyvízaktól távolodva, egy folyamatos és jelentős mértékű csökkenés figyelhető meg (41. ábra). A BAf1 furatban 393 mg/l koncentrációt mértünk, ami a nátriumra vonatkozó szennyezettségi határértéket kétszeresen meghaladja. A BAf2 és BAf3 furatokban a mért érték közel 300 mg/l-re csökken, a koncentráció pedig az ásott kútban éri el a minimumot 216

mg/l értékkel, ami még mindig a szennyezettségi határérték felett van. A legmagasabb és a legalacsonyabb mért koncentráció között közel kétszeres különbség van, ami a szennyvíznek a talajvízre gyakorolt negatív hatását még jobban alátámasztja.

A BAf5 furatban nem csökken tovább a nátrium mennyisége, hanem a BAf4-es furat koncentrációjával azonos szinten 242 mg/l értéken marad. Ami már a talajtani adottságokkal hozható összefüggésbe.

#### **5.2.11 A szennyvíznek a talajvízre gyakorolt hatása az eredmények tükrében**

Az eredményeket elemezve kitűnik, hogy a nagy mennyiségben szivárgó szennyvíz minden általunk vizsgált paraméterre kifejti a hatását. A komoly szennyező hatás a nitritet kivéve minden értékben megmutatkozik, az aknától való távolság függvényében. Az ammónium-ion és a szerves anyag az aknától távolodva jelentősen csökken ugyan, de a legtöbb furatban így is határérték felett marad a koncentráció, a nátrium koncentrációja pedig a fokozatos csökkenés mellett végig a jelentős szennyezettséget mutat. A nitrát és ortofoszfát esetében az aknától távolodva erőteljes koncentrációnövekedés tapasztalható, szintén határérték átlépésekkel.

A kiáramló szennyvíz mind a vizek hőmérsékletét, mind a pH értékét jelentősen módosítja, ami kémiai reakciók lejátszódását befolyásolja.

Az eredményeket megvizsgálva láthatjuk, hogy az egyes lokális szennyező források igen komoly hatást gyakorolnak az ásott kutak vizére. Ez a hatás függ a szennyező forrás távolságától, nagyságától, a szennyezők minőségétől.

A vizsgált szennyező forrás példája rávilágít a komoly, antropogén eredetű környezeti terhelésre, amely minden háztartásban kisebb nagyobb mértékben jelen van, a település talajvizének elszennyezésében komoly szerepet játszik. A lokális szennyező források hatása összeadódik, komoly szennyeződést okozva a település teljes területén, amit a település nitrát koncentrációinak alakulása is jól szemléltet.

A település kútjainak nitrát tartalmát megvizsgálva a déli területeken igen komoly szennyezést mutattunk ki, amit a talajvíz áramlásával és a település kommunális szennyezőinek összeadásával magyaráztunk. A szennyvíznek a hatását megvizsgálva a magyarázatunk helytállónak bizonyult, hiszen csupán egyetlen szivárgó szennyvíznek is igen komoly, egész évben állandóan jelenlévő szennyezést okoz. Ha mind a 1180 háztartásban

keletkező és elszivárgó szennyvíz hatása összeadódik, az igen komoly szennyezettséget eredményez és a gyakori 600 és 1000 mg/l-es nitrát koncentrációk kialakulásához vezet.

## 6. Összegzés

Báránd belterületén található 16 talajvízkútból vettünk 2011. november és 2012. október között havi rendszerességgel vízmintákat, melyek szennyezettségét az alábbi paraméterek alapján értékeltük: pH, elektromos vezetőképesség, ammónium-ion, nitrit-ion, nitrát-ion, ortofoszfát-ion, nátrium-ion, arzén, valamint szervesanyag-tartalom.

Az első részben az értékelést minden szennyezőre külön fejezetben írtuk le. Nem csupán a szennyezők mennyiségét vázoltuk fel az egyes kutakra vonatkoztatva, hanem azok időbeli és térbeli változásaira is rámutattunk, illetve megmagyaráztuk a változások okát. Továbbá a vizsgált paraméterek egymásra gyakorolt hatását is elemeztük, feltártuk az oksági összefüggéseket.

A szennyezettség értékelésekor igyekeztünk hangsúlyozni, hogy a szennyezők koncentrációjának alakulása nem csupán egy-egy tényező hatása, hanem azok természeti- és társadalmi okok szoros összefüggéseként, kölcsönhatásaként alakulnak ki. Különösen hangsúlyoztuk a lokális szennyező forrásoknak az ásott kutak vízminőségére gyakorolt hatását.

A dolgozatban nemcsak a szennyezettség mértékét és változását írtuk le, hanem igyekeztünk megvilágítani azok elméleti hátterét is. Továbbá röviden összefoglaltuk az egyes szennyezők egészségügyi hatásait is.

A második részben egy települési szennyvízakra talajvízre, ezáltal az ásott kútra gyakorolt hatásait vizsgáltuk meg. Kiszámolva az éves szivárgást, valamint a vizsgált szennyezők koncentrációját megmérve pontosabb képet kaptunk a szennyezés mértékéről, mechanizmusáról. A szennyezők területi eloszlását, változását vizsgálva pedig a szennyezés minőségéről, hatósugaráról nyertünk információkat. Megállapítottuk, hogy az egyes szennyezők koncentrációjának alakulása nagymértékben függ a szennyező forrástól való távolságtól. Erre a megállapításra támaszkodva pedig az egyes ásott kutak adott időpontban mért eltérő értékeit tudtuk magyarázni.

A szennyvízknákból kiáramló szennyvíz igen nagy mennyiségét meghatározva tisztább képet kaptunk a település területén jelenlévő szennyezés mértékéről. Megállapítottuk, hogy az egyes lokális szennyező források hatásának összeadódása az egész területre kifejti hatását, mégpedig a talajvízáramlás irányával megegyezően, dél felé növekvő mértékben.

## 7. Konklúzió

Az egy évig tartó vizsgálatok alapján kijelenthető, hogy Bárádon a talajvíz erősen szennyezett, ezért használata komoly egészségügyi kockázatot jelent. Az ily mértékű szennyezés hátterében természeti és társadalmi okok is szerepet játszanak. Természeti oldalon a táj morfológiai adottságai a meghatározók. Mélyen fekvő, sík terület révén a talajvíz áramlása igen lassú, ami a tisztulást hátráltatja. Gondot jelent még a magas talajvízállás is, hiszen a szennyezőanyagok közvetlenül a talajvízbe kerülnek. Az év folyamán az aszály is jelentősen hozzájárult az igen magas koncentrációk kialakulásához.

Társadalmi oldalról a talajba kerülő kommunális szennyvíz a legfőbb oka a szennyezésnek. Ugyanakkor fontos megemlíteni az állattartásból származó szennyezést is.

A szennyvíz talajvízbe jutásával jelentősen megnő a talajvizek szerves anyag tartalma, ami minden általunk vizsgált paraméterre kifejti hatását. Így a szerves anyag bomlása során keletkező savak lecsökkentik a pH-t. A lecsökkent pH érték a foszfátion növekvő adszorpcióját eredményezi, ami ideiglenesen a foszfát koncentrációjának csökkenését idézi elő. A szerves anyag bomlásával a szerves nitrogénformák mennyisége megnő, ami komoly terhelést jelent.

A nitrát szennyezés térbeli alakulását vizsgálva határozott eltérést tapasztaltunk a település északi és déli részei között. Az északi területek kútjainak szennyezettsége jóval kisebb volt, mint a déli területeken található kutaké. A különbséget a talajvíz áramlásának É-D-i irányával magyaráztuk. A szennyezés mértékét lokális tényezők is befolyásolják, úgymint a kutak szennyező forrásoktól való távolsága, illetve a szennyező források nagysága. A magas nitrát koncentráció komoly humán és állategészségügyi kockázatokat is felvet. A kutak vizét ma már emberi fogyasztásra nem használják, bár nem zárható ki, hogy alkalmanként mégis előfordul. Az állatok itatását azonban általában az ásott kutak vizéből biztosítják, ezért az állategészségügyi kockázatok jobban érvényesülnek. Tanulmányok bizonyítják ugyanis, hogy a nitrát az állatoknál is oxigénhiányos állapotot idézhet elő (SZABÓ GY. et al, 2012).

A nátrium-ion vizsgálatánál megállapítottuk, hogy az antropogén hatás mellett, komoly hatást gyakorol a terület talajtani adottsága, valamint a csapadék mennyisége. A magas összion-tartalom tehát a vezetőképesség és a magas nátrium koncentráció a talajvíz szikesítő hatására hívják fel a figyelmet. A magas vezetőképesség pedig a vizek súlyos szennyezettségére utal.

A kutakban mért arzénkoncentráció alapján megállapítható, hogy annak alakulásában nem az emberi tevékenység, hanem a terület geológiai adottságai a meghatározók.

A fűrt kutak és az ásott kutak összehasonlításánál jól látható, hogy a szennyezés mértéke a mélység növekedésével jelentősen csökken. A mélység és a szennyezés mértéke közti kapcsolat az ásott kutak vízszintjének egy-két méteres különbségeiben azonban nem mutatható ki. A legmélyebb fűrt kútban a foszfát koncentráció kivételével lényegében minden szennyező koncentrációja a határérték alatt mozgott, vagy csupán néhány esetben lépte túl azt. Az a tény viszont, hogy a legmélyebb fűrt kútban a határértéket háromszorosan túllépő arzén koncentrációt mértünk, arra hívja fel a figyelmet, hogy a mélység növekedésével új szennyező jelenik meg, ami legalább annyira veszélyes, mint a többi kémiai összetevő. Mivel egyre többen fúratnak hasonló mélységű kutakat, fontos lenne a lakosság tájékoztatása, és a veszélyekre való figyelmeztetése.

A szennyvízakna környezetében végzett vizsgálatok, a település talajvíz kútjaira vonatkozó eredmények és az ismert egészségügyi kockázatok tükrében egyre sürgetőbb a csatornahálózat kiépítése, ami a folyamatokat megfordíthatná, az antropogén eredetű szennyezés mértékét csökkenthetné.

## **Köszönetnyilvánítás**

Köszönetet mondok Dr. Szabó Györgynek a Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék docensének, aki témavezetőként nagyban hozzájárult a vizsgálatok sikerességéhez, valamint hasznos tanácsaival, építő kritikájával a dolgozat elkészüléséhez.

Köszönet illeti Dr. Kanber-Wafiné Bakó Valériát, a Debreceni Egyetem Tájvédelmi és Környezetföldrajzi Tanszék vegyésztechnikusát, akivel a szennyezők meghatározását végeztük.

A kutatás a TÁMOP-4.2.2/B-10/1-2010-0024 pályázat támogatásával készült, amit szintén megköszönünk.

## Felhasznált irodalom

- BARÓTFI I. (2002) Környezettechnika, Mezőgazda Kiadó, 981 p.
- BERKY L., PÁLINKÁS L. (1976), Agrártudományi Közlemény 35, 31 p.
- BÍRÓ T., THYLL SZ., TAMÁS J. (1998) Risk assessment of nitrate pollution in lower watershed of the Berettyó River. In: Filep, Gy. (ed.) Soil water environment relationships. Wageningen - Debrecen. 239-247 p.
- BURUCS K. (1987) Vízszennyezés Magyarországon 1949-1980. História, 18-21 p.
- HAJDU Z. (2009) Ivóvízkutak nitrátszennyeződése a Nyárád vízgyűjtőjében, doktori értekezés Szent István Egyetem, 127 p.
- FAZEKAS I. (2003) Kommunális hulladéklerakók csurgalékvizének vizsgálata 13 p.
- FEJES I., FARSANG A., PUSKÁS I. (2012) Potential effects of the contaminated groundwater on human health in Szeged, se Hungary, Carpathian Journal of Earth and Environmental Sciences, 119-126 p.
- FELFÖLDY L. (1987) A biológiai vízminősítés, Vízügyi Hidrobiológia 16., 1-258 p.
- GALAMBOS I. (2006) Kútvizek huminsav- és arzénmentesítése, doktori értekezés, Budapesti Corvinus Egyetem, 148 p.
- GASZTONYI K., LÁSZTITY R. (1993) Élelmiszerkémia 2., Mezőgazda Kiadó.
- JUHÁSZ J. (1987) Hidrogeológia, Akadémiai Kiadó, 972 p.
- KIS P. (2010) Mezőládány ásott kútjainak vízminőség vizsgálata, diplomamunka
- KÖRÖSPARTI J., BOZÁN CS. (2011) Hajdú-Bihar megye belvízveszélyeztetettségi térképezése, XXIX. Országos Vándorgyűlés, 21 p.
- LITERÁTHY P., (1973) Egységes vízvizsgáló módszerek I. Kémiai módszerek, 1. kötet, Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet IV. Vízminőségi és Víztechnológiai Főosztálya, 233 p.
- MARTON LAJOS (2009) Alkalmazott hidrogeológia, ELTE Eötvös Kiadó, 626 p.
- NYÉKINÉ KATONA H. (2010) A sárréti kistérség lakhatási körülményei, szakdolgozat, 118 p.
- RÓNAI A. (1958) Magyarország talajvízeinek vegyi jellege. *Hidr. Közl.*, (1) 42-54 p.
- RÓNAI A. (1961) Az Alföld talajvíztérképe. Budapest: Földtani Intézet, 102 p.
- SZABÓ GY., SZABÓ SZ., SZABÓ A., SZEMÉN B. (2006) A talajvízkutak szennyezettségének vizsgálata Mikepércsen és Bodrogkeresztúron, III. Magyar Földrajzi Konferencia, ISBN963 9545 12 0, 13 p.

- SZABÓ GY., VINCE T., BESSENYEI É. (2012) Study of the factors influencing the shallow groundwater quality in two settlements with different characteristics. in. Voudouris, K. (ed.) Water Quality Monitoring and Assessment, InTech, Rijeka, Croatia, pp. 407-428.
- SZABÓ J. IN BORSY Z. (1998) Általános Természetföldrajz, Nemzeti Tankönyvkiadó. 227-249 p.
- SZILÁGYI T. (2008) A Sárréti Kistérség helyzetértékelő bemutatása, diplomamunka, Debreceni Egyetem, ATC, 68 p.
- UBELL K. (1959) A talajvízháztartás és jelentősége Magyarország vízgazdálkodásában, Vízügyi Közlöny 2. sz.
- VARGAY ZOLTÁN (2003) A hazai talajvízkutatás történeti áttekintése és eredményei, VITUKI Rt. Hidrológiai Intézete, 14 p.
- VÁRALLYAY GY. (1980) A talajvíz szerepe a talaj vízgazdálkodásában és a növények vízellátásában, Tudomány és Mezőgazdaság 18., 22-29 p.
- VÁRALLYAY GY. (1994) A talaj vízgazdálkodása és a környezet, MTA Agrártud. Oszt. Tájékoztatója, Akadémiai Kiadó, 65-72 p.
- VITUKI (1959) Magyarország vízkészlete. IV. Minőségi számbavételek. Budapest

### **Internetes források**

- ÁNTSZ (2006) Vízmű kutak vizsgálata a 21/2002. (VI.25.) KöViM és a 12/1997. (VIII.29.) KHVM rendelet alapján. (letöltve 2012. 10. 15)
- GELEJI M. (2011) A kémiai foszforeltávolítás alapfolyamatainak vizsgálata  
[http://www.maszesz.hu/download/junior-konferencia/Geleji-Magdolna\\_MaSzeSz\\_szimposium.pdf](http://www.maszesz.hu/download/junior-konferencia/Geleji-Magdolna_MaSzeSz_szimposium.pdf) (letöltve 2012. 10. 14)
- HORVÁTH E. (2011) Talajvízvédelem,  
[http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0021\\_Talajvizvedelem/index.html](http://www.tankonyvtar.hu/hu/tartalom/tamop425/0021_Talajvizvedelem/index.html)
- IDOKEP.HU – Magyarország radar korrelált kompozit csapadéktérképe
- JUHÁSZ J. (1996) A felszín alatti vizek megismerése  
<http://mek.oszk.hu/02100/02185/html/922.html> (letöltve 2012. 10.23)
- KÖRNYEZETVÉDELEM (2004) Helixir Körny.véd. Szolgáltatók és Gyártók Szövetsége és a Helion Kft. Közös Kiadványa Budapest, CD
- KSH (2012) [http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat\\_eves/i\\_zrk006.html](http://www.ksh.hu/docs/hun/xstadat/xstadat_eves/i_zrk006.html) (letöltve 2012. 10. 08.)  
[http://www.ksh.hu/docs/hun/hnk/hnk\\_2012.pdf](http://www.ksh.hu/docs/hun/hnk/hnk_2012.pdf) (letöltve 2012. 10.14)

**Hivatkozott rendeletek, szabványok**

MSZ ISO 21464:1998 sz. szabvány – Mintavétel felszín alatti vizekből

MSZ 10433/1 szabvány – Felszín alatti vizek minősítése

2000/60/EK – Az Európai Unió Víz Keretirányelve

EEC/676/91 – Az Európai Unió Nitrát Irányelve

EEC/271/91 – Az Európai Unió Települési Szennyvizek Kezeléséről szóló Irányelve

6/2009 (IV. 14.) KvVM-EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védeleméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről