

Debreceni Egyetem
Műszaki Kar
Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék



Potenciális szennyezőforrások felderítése a Hortobágy-Berettyó főcsatorna mentén

Készítette: **Truzsi Alexandra IV. éves környezetmérnök BSc szakos hallgató**

Belső konzulens: Dr. Bodnár Ildikó
Külső konzulens: Cserses Attila
Tanszékvezető: Dr. Bodnár Ildikó

Debrecen
2014.

Tartalomjegyzék

1. Bevezetés	3
2. Témafelvetés	4
3. Szakirodalmi és jogszabályi háttér bemutatása.....	5
3.1. Víztisztítás, a vízminőség jellemzői	5
3.2. A Víz Keretirányelv (VKI) rövid bemutatása	6
3.3. Vízszennyezés, a felszíni vizeket érintő szennyező hatások.....	7
3.4. A felszíni vizek állapotának értékelése	9
3.5. Az ökológiai állapot meghatározása	10
3.5.1. Biológiai jellemzők	10
3.5.2. Fizikai-kémiai jellemzők	11
3.6. A VKI szerinti monitoring rendszer	12
4. Anyag és módszer	13
4.1. A Hortobágy-Berettyó tervezési alegység bemutatása	13
4.2. Víztestek jellemzése.....	14
4.3. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna vízminősége	15
4.4. Emberi tevékenységből eredő terhelések és hatások a vízgyűjtőn	16
4.4.1. Pontszerű szennyezőforrások.....	16
4.4.2. Diffúz szennyezőforrások.....	17
4.4.3. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna potenciális szennyezőforrásai.....	18
4.5. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna állapotértékelése és monitoringja.....	20
4.6. Alkalmazott vizsgálati módszerek	22
5. Eredmények és értékelésük	25
5.1. A kiértékeléshez használt hatályos jogszabály	25
5.2. Helyszíni vizsgálatok és értékelésük	25
5.2.1. Hőmérsékletmérések	25
5.2.2. Szín és szag – Érzékszervi hatást okozó vízszennyezők.....	27
5.2.3. pH mérés	27
5.2.4. Oldott oxigéntartalom meghatározása.....	28
5.2.5. Fajlagos elektromos vezetőképesség mérése.....	29
5.3. Laboratóriumi vizsgálatok és értékelésük	32
5.3.1. A zavarosság mérése	32
5.3.2. Zéta-potenciál meghatározása.....	33
5.3.3. Ionkoncentrációkra vonatkozó vizsgálatok	34
5.3.4. Szerves anyag tartalom mérése	39
5.4. Oldott oxigén háztartás jellemzése WQMCAL modellekkel.....	42
5.5. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna modellezése HEC-RAS programmal	47
5.6. Biológiai-ökológiai állapot értékelése	49
5.7. Szennyezőanyag-áram számítás a pontszerű szennyezőforrások ismeretében	52
6. Következtetések, javaslatok.....	54
7. Összefoglalás	55
8. Irodalomjegyzék	56
9. Köszönetnyilvánítás	60
10. Mellékletek.....	61

1. Bevezetés

'A vizet megérteni nem más, mint megérteni a világegyetemet, a természet csodáit és magát az életet.'

(Dr. Masaru Emoto)

A víz a földi élet alapja, egyben alapvető környezeti erőforrás is. A folyók, patakok, tavak vize, valamint a felszín alatti víz nemcsak természeti, hanem társadalmi, gazdasági értékeket is hordoz. Bármennyire is sok található belőle, a mennyisége véges, és a bioszféra rendelkezésre álló vízmennyisége rohamosan csökken. Ahhoz, hogy a jövőben is mindenkinek jusson tiszta ivóvíz, és a folyók, tavak, tájaink, életünk meghatározó elemei maradhassanak, erőfeszítéseket kell tennünk a felszíni és felszín alatti vizek megóvásáért, állapotuk javításáért [1].

Az emberiség technikai-technológiai fejlődése, valamint lélekszámának gyarapodása együtt jár a környezeti elemek túlhasználatával, a természetes környezet megváltoztatásával és degradálódásával. Az ember folyamatosan változtatja a természetes rendszerek belső tulajdonságait, és ezek a módosítások sokszor nem várt reakciókat eredményeznek. Nem láthatjuk előre pontosan, hogy a változások milyen hosszú távú következményeket okozhatnak a természetben. A hidrológiai folyamatok rendszerében bekövetkező szennyezések közvetlen és közvetett hatásai különbözőek lehetnek, melyek a vízkészletek és a vízi ökoszisztéma állapotának megváltozásában érvényesülnek. Az ipari és mezőgazdasági tevékenységek következtében számolni kell azzal, hogy a felszíni vízfolyásokba savak, lúgok, az egészségre káros fémek és nem fémek, szerves anyagok, növényvédő szerek, gyomirtók, hormonok juthatnak be nagy mennyiségben, ezen kívül a háztartásokból kikerülő detergensek szerepe is óriásira növekedett napjainkban.

A vízzel kapcsolatban felmerülő problémák megoldása globális és lokális szinten is egyre fontosabb és halaszthatatlan. Felszíni vizeink védelme érdekében aktív emberi beavatkozások szükségesek a romboló hatások csökkentésére vagy megszüntetésére, az eddig bekövetkezett káros környezeti változások visszafordítására, illetve víztereiink részleges vagy teljes rehabilitálására. Ezért kell minél nagyobb területi kiterjedésben és minél szélesebb körben megvalósítani a vízi környezet összevont védelmét, ami magába foglalja nemcsak a környezeti tényezők, de a vízrendszerek és a hozzájuk tartozó vízgyűjtők megóvását is.

2. Témafelvetés

Magyarország felszíni és felszín alatti vizei minden tekintetben változatosságot mutatnak. Az ország földrajzi helyzetének, medence jellegének, domborzatának, klimatikus viszonyainak nagymértékű változatossága következtében gyakorlatilag minden főbb víztípus képviselve van a térségben. A hasznosítható felszíni és felszín alatti vízkészleteink az utóbbi időkben mind számban, mind hozamban jelentősen csökkentek, minőségükben pedig erősen degradálódtak [2].

A veszélyt többek között a szerves és szervesetlen anyagokat tartalmazó nem megfelelő hatásfokkal tisztított szennyvizek jelentik, melyeket közvetlenül – más befogadók hiányában – a felszíni vizekbe vezetnek. A szennyvizek mellett a diffúz módon – legtöbbször a talajvízen keresztül – szennyező források is tovább növelik a felszíni vízfolyások terhelését. Ez a felismerés vezetett az Európai Unió Víz Keretirányelvének (2000/60/EK irányelv, továbbiakban VKI) kidolgozásához. A VKI célja, hogy 2015-re a felszíni és felszín alatti víztestek „jó állapotba” kerüljenek, ami vízfolyások és állóvizek esetén a jó ökológiai és kémiai állapot vagy potenciál, míg a felszín alatti vizeknél a jó kémiai és mennyiségi állapot elérését jelenti [1].

Jelen TDK dolgozat elkészítésénél célom volt a mezőgazdasági eredetű, ipari és kommunális szennyvizekből származó terhelések feltárása, valamint a Hortobágy-Berettyó főcsatorna állapotváltozására gyakorolt hatásának vizsgálata. Célkitűzéseim között szerepelt továbbá a főcsatornán kijelölt mintavételi helyek egész évet lefedő monitorozása, vízminőségének megállapítása a rendeletben megfogalmazott határértékek segítségével, illetve az egyes vízminőségi jellemzők közötti kölcsönhatások figyelemmel kísérése.

A kutatás során vételezett felszíni vízminták elemzésével, és a kapott mérési eredmények kiértékelésével következtetéseket tudtam levonni a vízfolyás állapotáról, az emberi hatásokról, a potenciális szennyezőkről. Mindezek alapján már korábban megkezdtem egy adatbázis felállítását az általam vizsgált vízfolyásra, melyben a jellemző vízminőségi és lefolyás (vízhozam) adatokat gyűjtöttem össze és rendszereztem.

A helyzetértékelést követően felvázolom a legfontosabb vízminőség szabályozási feladatokat, figyelembe véve a súlyponti problémákat, a megoldási lehetőségeket és azok kockázatait, melyek a főcsatorna állapotának esetleges javítását elősegítő intézkedések alapjául szolgálhatnak.

3. Szakirodalmi és jogszabályi háttér bemutatása

3.1. Vízminősítés, a vízminőség jellemzői

Felföldy szerint a vízminőség a víz tulajdonságainak összessége, ami az élettelen környezet és az élővilág közötti anyagcsere következményeként írható le [3].

A *vízminőség* – a víz fizikai, kémiai, radiokémiai, biológiai és mikrobiológiai jellemzői képeznek – mind a természetes, mind az emberi használatot érinti. Egy adott térség vizeinek minősége – a hidrometeorológiai viszonyok mellett – visszatükrözi a vízgyűjtőterületen folytatott ipari, mezőgazdasági tevékenységet, a település szerkezetét, a terület sajátos hasznosítását. A területen végbemenő hidrológiai változások által kiváltott természetes szelekció határozza meg az adott vízi ökoszisztéma összetételét. Ehhez társul az emberi tevékenység, amely a szennyezőanyag-kibocsátást és az ezzel összefüggő szennyezőanyag-terhelést befolyásolja. A vízminőség fogalmát statikus és dinamikus szempontból is megközelíthetjük [4]. Statikus szempontból a vízminőség a víz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak összessége, míg a dinamikus megközelítésben a természeti és a társadalmi körforgás során kialakult természetes vizek kémiai összetételét vizsgálják. A vízminőség meghatározásával végezzük a vízminősítést [5].

A *vízminősítés* a vizek minőségének megítélésére irányuló szervezett tevékenység, amelynek két fő feladata van: a pillanatnyi vízminőségi állapot összevetése a vízminőségi követelményekkel és a vízminőségi helyzet egységes megítélése [6].

3.1.1. Hidrobiológiai alapfogalmak

A fizikai, kémiai, biológiai paraméterek szerinti minősítés mellett nagy szerepe van a komplex szemléletű biológiai vízminősítésnek is. A „biológiai vízminőség” fogalmát a VITUKI-ban (Vízügyi Tudományos Kutató Intézet) vezették be és dolgozták ki, mely a vizeket (az élő szervezeteket leginkább befolyásoló) négy nagy anyagcsoport hatása alapján vizsgálja, értékeli és osztályozza [7].

Halobitás: A vizek biológiai szempontból fontos szerves kémiai adottságainak összessége, amit elsősorban a meder vagy a vízgyűjtő terület geológiai tulajdonságai határoznak meg, de változást idézhetnek elő mesterséges bevezetések is (pl.: bányavíz, mélyfúrások elfolyó vize, szennyvizek, stb.). A halobitás fok mérésére az ionkoncentráció és a fajlagos elektromos vezetőképesség mérését használják.

Trofitás: A növényi szervesanyag termelés erőssége. Alapja a fotoszintézis biokémiai folyamata, tehát szükséges: fény, megfelelő hőmérséklet, szerves növényi tápanyag klorofill-tartalmú alga- vagy vízinövény állomány.

Szaprobítás: A víz szervesanyag bontásának erőssége, ami az elsődleges termelés energia-befogása ellen dolgozik, és ami a vízi rendszer potenciális energiatartalmának csökkenését okozza. A lebontás folyamán a víz oldott oxigéntartalma csökken, sőt teljesen felhasználódhat.

Toxicitás: A víz mérgezőképessége. A mérgezés a mérgező töménységétől és a hatás idejétől függően lehet: reverzibilis vagy irreverzibilis. A mérgek elsősorban a vízi élőlényekre, vagy a vizet használó emberre jelentenek veszélyt, továbbá nagy kárt okozhatnak azzal is, ha a víz természetes tisztulását gátolják [8-10].

3.1.2. Víztisztítás napjainkban

A vízminőségértékelés egészen az elmúlt évekig a felszíni vizek állapotértékelésére hivatott nemzeti szabvány MSZ 12749:1993 szerint történt, de a VKI kialakulása óta ez már a múlté. A szabvány a vizeket nem a vízhasználatok szerint, hanem mint környezeti elemet minősítette. A vizek mai minősítésénél már más szempontok kerültek előtérbe, melyeket a szabvány után, a jelenleg is hatályos 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletben (A felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól) foglaltak össze. Elmondható viszont, hogy a vizek átfogó állapotértékelésénél továbbra is hasznos lehet a szabvány szerinti minőségfigyelembevétele [11].

3.2. A Víztisztítási Keretirányelv (VKI) rövid bemutatása

A VKI hosszú idő óta kétségkívül az egyik legjelentősebb törvényhozói eszköz a vízminőségvédelemben [12]. A VKI 2000. december 22-én lépett életbe, ezáltal egy olyan egységes vízvédelmi politika kialakulását tette lehetővé, amely állam- és országhatárokon túlnyúlva a vízgyűjtőkön való, koordinált vízgazdálkodás megvalósulását segíti elő [1].

A környezeti célkitűzéseket az alábbiakban fogalmazza meg:

- Jó ökológiai állapot elérése 2015-ig.
- A vízi ökoszisztémák állapotromlásának megelőzése.
- A vízkészletek fenntartható használatának elősegítése és a vízszennyezés csökkentése [12].

A VKI hatálya minden olyan emberi tevékenységre kiterjed, amely jelentős mértékben kedvezőtlenül befolyásolhatja a vizek állapotát és így akadályozhatja a vizek jó állapotának elérését, illetve megőrzését [13]. A vizek VKI szerinti jó állapota egyrészt az emberi egészség, másrészt az ökológiai rendszer igényeiből indul ki [14]. Akkor tekinthetők a vizek jó állapotúnak, ha az ivóvízellátásra vagy egyéb célokra (rekreáció, öntözés) használt vizek minősége megfelel a használat által szabott követelményeknek, illetve a vizektől függő természetes élőhelyek működését nem zavarják az ember által okozott változások [15].

Az integrált tervezés célja kettős: (a) a jó állapot fenntartása és (b) az emberi igényeket kielégítő vízhasználatok (ezek sorában például a vízkivételek, átvezetések, duzzasztás, meder- és partfalszabályozás) olyan megvalósítása, hogy az csak a legkisebb szükséges beavatkozást jelentse az ökoszisztémák működésébe [16].

A VKI szerint a víztestek a Vízgyűjtő- Gazdálkodási Terv (VGT) legkisebb egységei [1]. A vizek állapotértékelése, a környezeti célok elérése és a monitorozás működtetése ebben a léptékben történik [17]. A VKI megteremti a jogi kereteket a szárazföldi felszíni vizek, az átmeneti vizek, a parti vizek és a felszín alatti vizek védelmének megvalósításához.

A VKI szerinti monitoring szükségesen magába foglalja a következő vízminőségi elemeket (fizikai-kémiai, hidromorfológiai, biológiai és kémiai paraméterek). Várhatóan a kémiai monitorozás fokozódik, és ezt négyévenként meg kell ismételni [18]. A felszíni vizek osztályozásának két pillére az ökológiai és a kémiai állapot. Az integrált állapotot a két tényező közül mindig az határozza meg, amelyik rosszabb minősítésre ad okot. A jó ökológiai állapotot a „referencia vagy zavartalan állapothoz” viszonyítják, a kémiai állapotot környezeti határértékekkel definiálják [16]. A felszíni vizek ökológiai állapota integrálja a biológiai, hidrológiai és hidromorfológiai, fizikai-kémiai és az élővilágot érintő kémiai változók hatását, tehát közvetett módon magába foglalja a mai értelemben vett vízminőséget is [17].

3.3. Vízszennyezés, a felszíni vizeket érintő szennyező hatások

A víz sohasem vegytiszta a természetben, mint jó oldószer elsősorban eredete határozza meg összetételét, és ezek alapján jelenthetjük ki, hogy milyen vízzel van dolgunk. Mindazon anyagok összessége, amelyek a vízben természetes körülmények között megtalálhatók természetes vízátkötőrészeknek nevezzük. A szennyező anyagok viszont az emberi tevékenység hatására vízbe jutó azon anyagok, melyek a természetes vizekben csak nagyon kis mennyiségben vagy egyáltalán nem fordulnak elő.

Vízszennyezésnek nevezünk minden olyan rendszerint mesterséges, külső hatást, mely 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 [3].

Tehát azon fizikai, kémiai, biológiai, bakteriológiai és radiológiai változás a víz tulajdonságaiban, amelyek következtében emberi felhasználásra és a természetes vízi élet számára való alkalmassá tétele költséges vagy szélsőséges esetben nem gazdaságos [19].

3.3.1. A szennyezőanyagok eredete

A szennyezők eredetük szerint nagyon különbözőek, és nagyon sokfélék – az élővilágra (állatra, növényre, emberre) kifejtett hatásuk is sokrétű. Egyes szennyező anyagok a vízből valamilyen élőlény (állat, mikroorganizmus) segítségével eltávolíthatók, lebonthatók, míg mások nem. E szerint a szennyező anyagok lehetnek:

- *Könnyen bonthatók:* Elsősorban azon szerves vegyületek tartoznak ebbe a csoportba, melyeket a lebontó szervezetek, mikroorganizmusok életfunkciójuk során könnyen lebontanak és az így felszabaduló energiát hasznosítani is tudják. A koncentrációja a természetes öntisztulás révén folyamatosan csökkenhet, amennyiben ahhoz a feltételek (O_2 , mikroorganizmusok, stb.) adottak.
- *Nehezen bonthatók:* Azok a szerves vegyületek, amelyeket a mikroorganizmusok csak hosszú idő alatt tudnak lebontani, ártalmatlanítani. Általában nagy felezési idővel rendelkeznek (több mint két nap, sokszor évek), és elsődlegesen ipari eredetűek.
- *Nem bonthatók:* Ebbe a csoportba a nehézfémek és vegyületeik (Fe, Pb, Zn, Cr, Cd, U, Hg, As, Cu, Mn) tartoznak, melyeket a mikroorganizmusok nem tudnak lebontani. Néhány nehézfém kis koncentrációban az anyagcseréhez szükséges, ezek az ún. esszenciális elemek: Fe, Cu, Mn, Zn. A nagyobb koncentrációban jelenlevő nehézfémeket az élőlények a vízből könnyen felveszik, ezek szervezetükben felhalmozódnak, akkumulálódnak. Emiatt a víz nehézfém tartalma a víz felhasználhatóságát erősen veszélyezteti.

A vízben előforduló szerves és szerves szennyezőanyagok szilárd vagy oldott formában lehetnek jelen. A veszélyt elsősorban az oldott szennyező anyag jelenti, amely a táplálékláncba bejutva felszívódhat, a szervezetekben felhalmozódhat, így hosszú távon kifejtetheti kedvezőtlen, káros hatását [20].

3.3.2. A vizek szennyezése a szennyezőforrástól függően

- *Pontforrásból* a szennyező anyag csővezetéken, vagy nyílt csatornán keresztül jut a felszíni vagy felszín alatti vizekbe pl.: üzemi szennyvíz szennyvíztisztítók, olajvezetékekből származó szennyvíz, hígtrágya tárolóból kiszivárgó víz.
- *Diffúz forrásból* a szennyező anyag nagyobb térbeli kiterjedésben kerül a vízbe pl.: szántóföldekről a vízbe mosódó növényi tápanyagok, peszticidek, települések hulladéklerakóiból kimosódó szennyvíz.

A pontszerű szennyezőforrás viszonylag könnyen azonosítható a kibocsátás jellege alapján és szennyező hatása is jól mérhető. Ennek következtében a szükséges intézkedések, műszaki beavatkozások egyértelműen meghatározhatók. Diffúz szennyezőforrás esetében a szennyezés összetett, természetes és antropogén tevékenységtől függő folyamatai miatt nehezen azonosítható [19].

3.4. A felszíni vizek állapotának értékelése

A korábbi, országonként is nagymértékben különböző vízminősítés hagyományával szakít a VKI új koncepciója. A vizek állapotának jellemzéséhez a monitoring adatokon alapuló, részletes felmérést igénylő biológiai mutatók, továbbá a víztér és környezetének kvantitatív jellemzői és a víz fizikai-kémiai jellemzői szolgálnak.

Az osztályozás az úgynevezett „környezet minőségi arány” (Ecological Quality Ratio: EQR) alapján történik, melynek sarokpontja a zavartalan állapotra jellemző, víztípus specifikus referenciaérték. Ennek meghatározása nélkül az egész minősítő rendszer, és az arra épülő intézkedési program ingatag alapokon áll. Az EQR értékek meghatározása méréssel, modellezéssel vagy szakértői becsléssel történhet.

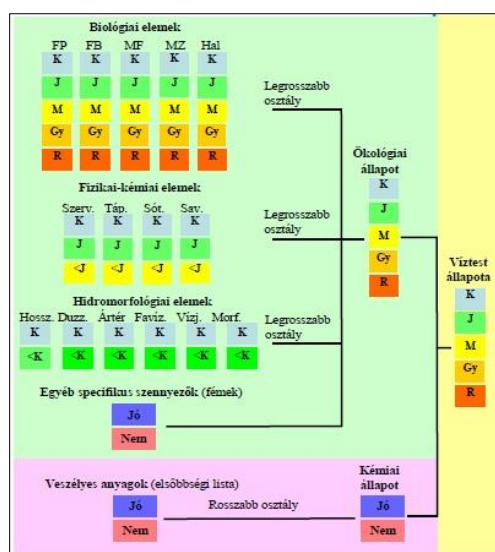
A VKI alapcélkitűzése a vizek jó ökológiai állapotának, illetve a mesterséges és erősen módosított felszíni víztestek esetében a jó ökológiai potenciáljának elérése. A minősítés mind a felszíni, mind a felszín alatti vizek esetében több minőségi elem vizsgálatára épül. Felszíni vizeknél az ökológiai és a kémiai állapotot, míg felszín alatti vizeknél a mennyiségi és a kémiai állapotot kell minősíteni. Az egyes víztestek összesített minősítését a két részminősítés közül mindig a rosszabbik határozza meg [11].

3.5. Az ökológiai állapot meghatározása

Az ökológiai állapot minősítése 5 osztályos skálán (kiváló, jó, mérsékelt, gyenge, rossz), a víztípusra jellemző, az antropogén szennyezésektől, hatásoktól kvázi mentesnek tekinthető ún. referencia állapothoz viszonyítva történik. A kémiai minősítés ezzel szemben csak két osztályos (jó vagy nem éri el a jót), attól függően, hogy megfelel-e a környezet minőségi határértékeknek. A minősítés menetét és elemeit az 1. ábra mutatja be.

Az ökológiai állapot meghatározásához figyelembe vett minőségi elemek

- 5 élőlénycsoportra (fitoplankton, fitobenton, makrofiton, makrozoobentosz és halfauna) vonatkozó biológiai jellemzők,
- fizikai-kémiai elemek (szervesanyag, tápanyag, sótartalom és pH),
- egyéb specifikus szennyezőanyagok (fémek),
- hidromorfológiai jellemzők (hosszirányú átjárhatóság, vízszintek és sebességviszonyok, keresztirányú átjárhatóság és a parti sáv állapota, mederviszonyok, felszín alatti vizekkel való kapcsolat) [1].



1. ábra A felszíni vizekre vonatkozó minősítési rendszer sémája [1]

3.5.1. Biológiai jellemzők

Fitoplankton alapján történő ökológiai állapotértékelés: A fitoplankton fogalma alatt azon növényi mikroszervezeteket értjük, melyek a víz aljzat nélküli tömegében élnek, térbeli helyzetüket alapvetően a víz mozgása határozza meg. A fitoplankton alapú minősítésnél két jellemző paramétert vesznek figyelembe: a fitoplankton taxonómiai összetételét, valamint a fitoplankton mennyiségét. Mindkét indikatív paramétert egy-egy metrikával jellemezzük, majd a két metrika egyesítésével történik a végső minősítés [21].

Fitobenton alapján történő ökológiai állapotértékelés: A fitobenton a mederfenéktől eltérő, vízzel borított aljzatokon kialakuló élőbevonat. Vizeinkben gyakran a szerves és szervetlen terhelések együttesen jelentkeznek, így egyes típusokban az IPS (Specific Pollution Sensitivity index [22]), SI (Austrian Saprobic Index [23]) és TI (Austrian Trophic Index [24]) indexek átlagolásával képzett multimetrikus index ($IPSITI = (IPS + SI + TI) / 3$) alapján számolnak a minősítésnél [25, 26].

Makrozoobentosz alapján történő ökológiai állapotértékelés: A vízi makrogerinctelenek tanulmányozása azért fontos, mert ezek az állatok jól indikálják a vízterek ökológiai állapotát, annak természetességét, illetve az emberi beavatkozások hatására történő degradációs folyamatait. A hazai gyakorlatban alkalmazott jelenlegi minősítési rendszer HMMI (Hungarian Macroinvertebrate Multimetric Index) 2011-ben a Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőségek által üzemeltetett VKI monitoring állomások adatai alapján lett kidolgozva [27].

3.5.2. Fizikai-kémiai jellemzők

A vízfolyásokra vonatkozóan a VKI öt komponens csoportra írja elő a fizikai és kémiai jellemzők vizsgálatát: oxigén háztartás jellemzői, tápanyag kínálat, sótartalom, savasodási állapot és a hőmérsékleti viszonyok. A minősítés öt osztályos, azonban az integrált ökológiai állapot meghatározásánál csak a kiváló/jó és a jó/közepes osztályhatárokat kell figyelembe venni. Utóbbiak esetében lényegében azt kell vizsgálni, hogy a biológiai alapon történő besorolást a fizikai-kémiai állapot is alátámasztja-e. Ha nem, akkor az ökológiai állapot sem lehet jó. A hidromorfológiai és a fizikai-kémiai minőségi jellemzők esetén ugyancsak 5 osztályos minősítés készült, noha ezek az elemek az összesített ökológiai minősítésben támogató elemként, kevesebb osztállyal szerepelnek. A felsorolt komponens csoportokra és a víztípusok összevonásával kialakított víztest csoportokra specifikus osztályozási rendszer készült.

A fizikai-kémiai minősítés végeredményét az „egy rossz mind rossz” elvet alkalmazva a komponens csoportok legalacsonyabb osztály értéke adja. A támogató kémiai jellemzők esetében alapvetően nincs különbség aszerint, hogy a víztest természetes, erősen módosított vagy mesterséges kategóriába tartozik. Az ökológusok egyöntetű véleménye alapján, a VKI elveivel összhangban a jó ökológiai állapotnak megfelelő vízminőséget a potenciál esetében is el kell érni. Ezen megfontolások alapján a természetes vizekre megállapított osztályhatárok változatlanul alkalmazandók az erősen módosított víztestekre, fontos azonban, hogy a határértékeket a hidromorfológiai viszonyoknak megfelelő típus csoport szerint kell

kiválasztani. A minősítési rendszer a mesterséges víztestekre is alkalmazható, a funkció alapján történő csoportosítás és a természetes víztípusok közötti megfeleltetés alapján [1].

3.6. A VKI szerinti monitoring rendszer

A felszíni vizek esetén a monitoring kiterjed az ökológiai és a kémiai állapot szempontjából indikatív biológiai elemek meghatározására, valamint azokra a fizikai, kémiai paraméterekre és hidromorfológiai jellemzőkre, amelyek az ökológiai állapotot befolyásolják. A VKI szerinti monitoring rendszer háromszintű, mely lehet feltáró, operatív és felügyeleti jellegű [1].

- A *feltáró monitorozás* elvégzését a VKI abban az esetben írja elő, ha a rendelkezésre álló információ a víztestekről nem elegendő a monitoring rendszer megtervezéséhez [28]. Tehát a monitoring programba annyi víztestet kell bevonni, hogy a vízgyűjtőterülethez tartozó minden vízgyűjtőre és részvízgyűjtőre megállapítható legyen a víz állapota [29].
- Az *operatív monitorozás* célja azon víztestek állapotának meghatározása, amelyek esetében megállapították a kockázatát annak, hogy nem teljesülnek a velük kapcsolatos környezeti célkitűzések.
- *Felügyeleti monitoringot* ott működtetnek, ahol ismerethiány felszámolására, rendkívüli esemény következményeinek kivizsgálására vagy az operatív monitoring ideiglenes helyettesítésére van szükség [1].

A VKI szerinti monitorozás jellegzetességei és egyben új elemei

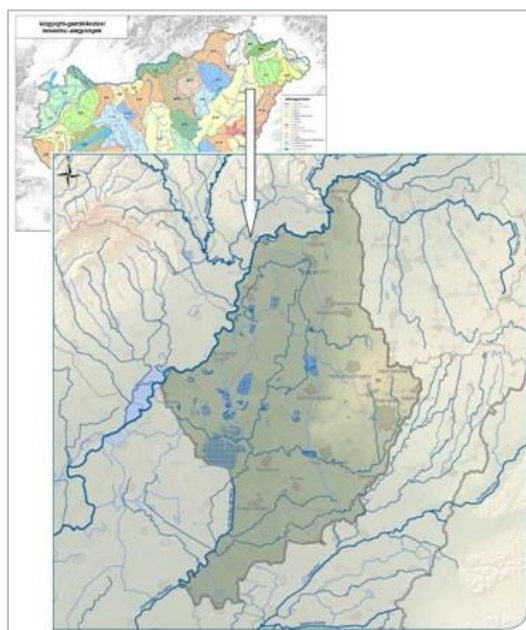
- Többszintű monitorozó rendszer, elkülönül benne az állapotértékelés, a kivizsgálás és a beavatkozások hatásvizsgálata [14].
- Vizsgálni kell a hidromorfológiai viszonyokat [30] és kémiai paramétereket [15].
- Az ökológia, bizonyos élőlény együttesek (fitoplankton, fitobenton, makrofiton, makrozoobentosz és halfauna) vizsgálata fontos szerepet kap benne [31].
- Az üledék monitorozás révén lehetővé válik az akkumulációs hatások vizsgálata [32], valamint fontos elemévé vált a veszélyes anyagok meghatározása is [33].
- Az eredményeket adatbázisban, térinformatikai rendszerben kell rögzíteni [28].

4. Anyag és módszer

4.1. A Hortobágy-Berettyó tervezési alegység bemutatása

4.1.1. A Hortobágy-Berettyó vízgyűjtő területének természetföldrajza

A Hortobágy-Berettyó elnevezésű tervezési alegység területe 4864,80 km². A tervezési alegység elsősorban a Hortobágy és a Hortobágy-Berettyó vízgyűjtőjeként értelmezhető. Mind vízmennyiségi, mind vízminőségi adottságok tekintetében a területen a belvízi, illetve vízgazdálkodási célú vízkormányzások a meghatározóak [1]. A Hortobágy-Berettyó vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység a 2. ábrán látható kinagyítva.



2. ábra A 2.17-es Hortobágy-Berettyó vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység [1]

A Hortobágy-Berettyó főcsatorna a Tiszántúl terület közepén, a Tiszától keletre található. A vizsgált vízfolyás egy 20 km-es szakaszát védettnek nyilvánították, lassan meanderezve hatalmas kanyarokat ír le a területen, közrefogva jelentős gyepterületeket [1]. A folyószabályozások során az Ágota-halom és Bucsa közötti szakasz viszonylag egyenes lefutású, erősen csatorna jellegűvé vált, viszont Bucsa és a túrkevei Balai-híd között, kanyarokban gazdag folyószakasz figyelhető meg. Túrkevét elhagyva jellemzőbbek a hosszabb-rövidebb egyenes lefutású csatorna jellegű szakaszok, egészen a mezőtúri közúti hídig. Innen a töltések között összeszorítva a torkolatig szinte teljesen szabályozott mederben folyó Hortobágy-Berettyó főcsatorna Mezőtúrtól délre a Hármaskörösbe torkollása előtt kettéágazik, továbbá árvízkapuk védik a Hármaskörös árhullámainak visszaduzzasztó hatásától.

4.1.2. Domborzat és élővilág

A Hortobágy-Berettyó főcsatorna vízgyűjtője síkvidéki jellegű, ma az Alföld legszárazabb része. Az alegység domborzatát több földrajzi, geológiai és vízföldtani tájegység tarkítja. Az Alföld flóraidéke teljes egészében az erdőssztyepp zónába tartozik. Geográfiai szempontból öntésterület, agyag, lösz és homok váltogatja egymást. Ma már igazi kultúrtáj, kisebb foltokban még találkozhatunk a természetes vegetáció maradványaival. Bennszülött növényfajok közül szikeseken a magyar sóbolla és a sóvirág említhetőek meg, míg a homokpusztákon a magyar csenkesz és a kései szegfű a legjellemzőbbek [1].

4.1.3. Hidrometeorológia és vízrajz

A terület a kontinentális éghajlati övezetbe tartozik, ezáltal a hőmérsékletek igen változatos tartományban szóródnak. Heves viharok kialakulásának esélye kicsi, de főként nyári időszakban kis területre kiterjedően előfordulhatnak. Az átlagos csapadékmennyiség 530 mm/év (a maximális havi csapadék előfordulása a nyári hónapokban valószínű). A terület időjárásában előfordulnak aszályos évek (amihez légköri aszály is társulhat). A Hortobágy-Berettyó vízgyűjtő természetes lefolyása csak mintegy 4 m³/s. A főcsatorna torkolati vízjátéka meghaladja a 8 métert, de még Ecseghalvánál is 5 méter körüli. A téli hónapok kivételével a Hortobágy-Berettyó főcsatorna vize duzzasztott, a Hármas-Körösön Békésszentandrásnál fenntartott magas vízszint következtében. A duzzasztás hatása a főcsatorna alsó szakaszán érvényesül, egyrészt aszályos időszakban a területet öntöző, a halastavakat éltető vízzel látja el, ugyanakkor hozzájárul az eutrofizációs folyamatok felgyorsulásához [1].

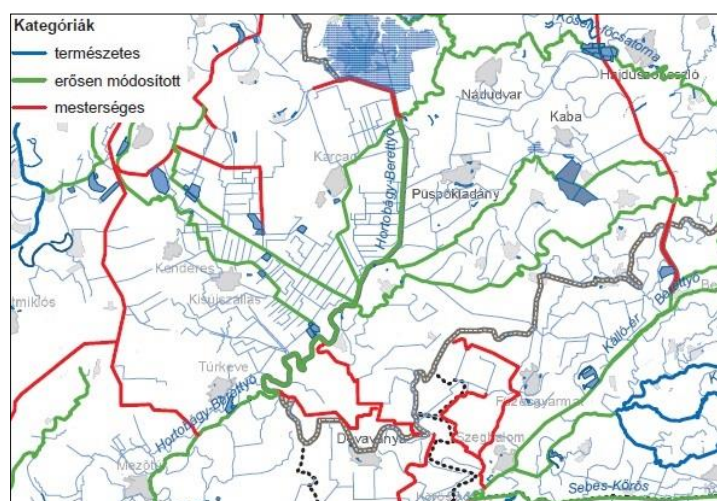
4.2. Víztestek jellemzése

A VKI a vizekkel kapcsolatos előírásait és elvárásait az úgynevezett víztesteken keresztül érvényesíti, így a vízgyűjtő-gazdálkodási tervezés legkisebb alapelemei is a víztestek [1].

Magyarországon a következő víztest fajták kerültek kijelölésre

- **természetes felszíni vizek:** vízfolyás és állóvíz víztestek;
- **erősen módosított víztestek** olyan természetes eredetű felszíni vizek, amelyek az emberi fizikai tevékenység eredményeként jellegükben jelentősen megváltoztak, fenntartásuk e megváltozott formában azonban több szempont alapján is indokolt;
- a természetes felszíni vizekhez hasonló **mesterséges víztestek**;
- valamint **felszín alatti víztestek**.

A Hortobágy-Berettyó főcsatorna víztest típusát a 3. ábra prezentálja.



3. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatorna, mint erősen módosított felszíni víztest [1]

A VKI szerint a „vízfolyás” olyan szárazföldi vizet jelent, amely nagyjából a földfelszínen folyik, de amely útjának egy részén a felszín alatt is áramolhat. A VKI által előírt kötelező tipológiai elemek közé tartozik a *tengerszint feletti magasság*, a *vízgyűjtő-terület nagysága* és a *geológia*, illetve az ezeket kiegészítő *mederanyag ismerete*, (mint választott jellemző) kerül felhasználásra a magyarországi vízfolyások differenciálásához.

4.3. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna vízminősége

A vízminőségi állapot jellemzésének „klasszikus” módja a monitoring szelvények által meghatározott szakaszonkénti értékelés. A szakirodalomban található tanulmányok egyértelműen leírják, hogy az általam vizsgált régió vízfolyásai, főleg a kisebbek nagyon rossz vízminőségi állapotúak továbbá általánosságban is elmondható, hogy a nagyobb vízfolyások vízminősége kedvezőbb, mint a kisebbeké. Ennek oka a hígulás eltérő mértékével magyarázható.

Az Alföldön nagyszámban található síkvidéki vízfolyások és csatornák a bevezetett szennyvizekkel, továbbá a csapadékkal bemosódó, diffúz szennyezésekkel (beleértve a bakteriálisan is szennyezett városi lefolyást és a tápanyagokban gazdag belvizeket) szemben védtelenek. Ezáltal a vízgyűjtőn kiemelkedő problémát jelent a szennyvíz elhelyezése és a szennyvíztisztítás is. A duzzasztott, pangó vizes szakaszokon általában a víz sötét színű, oxigénhiányos. Ezt alapvetően a mocsári jellegű növények bomlástermékei okozzák, mely állapot a holtág jelleg természetes velejárója. Nagymennyiségű tápanyag jut a vízfolyásokba a mezőgazdaságra alapozott iparok részben tisztított szennyvizének a közvetítésével. A magas tápanyag (elsősorban foszfor) tartalom azonban fokozza a szervesanyag képződést, a

feliszapolódást és a növekvő belső terhelést, ami ellen csak rendszeres kotrással lehet védekezni [1]. Ezek alapján elmondható, hogy a magas tápanyagtartalom, valamint a pangó víz súlyos vízminőségi problémákat okoz a Hortobágy-Berettyó főcsatornán.

Felszíni vizeink szennyezőanyag terhelésének megközelítőleg fele a településekről származik. Így kézenfekvőnek tűnik, hogy a VKI célok elérésének egyik legfontosabb eszköze a szennyvíz program megvalósítása. Valójában ez korántsem egyértelmű, a hatás a felszíni vizekre nézve inkább negatív, mint pozitív [11].

4.4. Emberi tevékenységből eredő terhelések és hatások a vízgyűjtőn

4.4.1. Pontszerű szennyezőforrások

A Hortobágy-Berettyó vízgyűjtő-gazdálkodási tervezési alegység területén a felszíni vizeket érintő pontszerű szennyezőforrásnak tekinthető 32 db kommunális szennyvíztisztító telep üzemel. A szennyvíztelepek jórészt rendelkeznek mechanikai és biológiai tisztítási fokozatokkal, de sok helyen már a nitrogén és foszforeltávolítás is megtalálható. A megfelelő szennyvíztisztító telep létesítése és szakszerű üzemeltetése nagymértékben csökkentheti a felszíni és felszín alatti vizek szennyezését. Az alegység területén lévő települési kommunális, ipari és egyéb szennyvízterhelés, valamint a fürdők használt sósvízeinek bevezetése minden esetben felszíni vízfolyásba történik. Potenciális szennyezőforrásként jelenik meg a települések területén lehulló, esetlegesen szennyezett csapadékból eredő kezeletlen felszíni lefolyás is. A csapadékkal különböző szennyezőanyagok (a települések területéről lemosott olaj, nehézfémek, illetve növényvédőszer) kerülhetnek a felszíni és felszín alatti vizekbe.

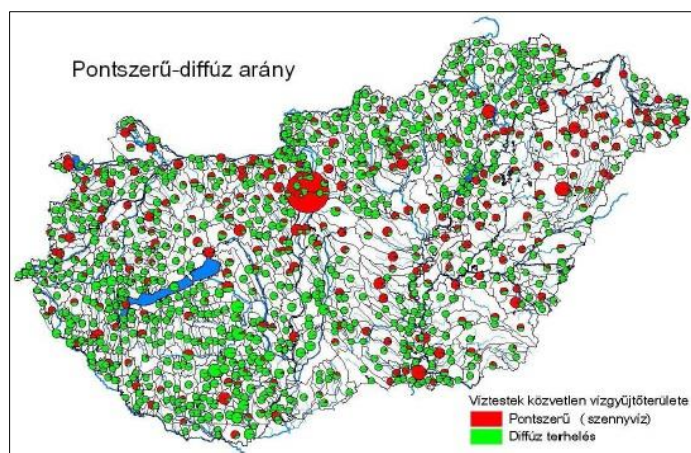
A tervezési alegység területén lévő, településekhez köthető kommunális hulladéklerakók és folyékony hulladék leürítő helyek szennyezőforrásként jelenhetnek meg felszíni lefolyások, vagy a talajba történő beszivárgás miatt. E telepek használata nagyobb részben hatóságilag korlátozott vagy tiltott, de számos esetben jelen van az illegális lerakás és leürítés. A vizsgált területen keletkező ipari szennyvíz jelentős része közmű csatornába kerül. Az egyedi szennyvízkezeléssel/elhelyezéssel rendelkező ipari üzemek a tisztított szennyvizet felszíni befogadóban helyezik el vagy kiöntözik.

Mezőgazdasági eredetű, pontszerű szennyezőforrásnak tekinthetjük a nagyüzemi állattartó telepeket. A tervezési egység területén szarvasmarha, sertés, juh és baromfitenyésztés folyik. Az állattartás nagyrészt mélyalmos technológiai rendszerben történik, ami ugyan nem termel nagy mennyiségű szennyvizet, de a nem körültekintően folytatott gazdálkodás mellett mindenképp szennyezőforrásnak tekinthető. A hígtrágyás állattartás esetében is az előírt technológia be nem tartása okozhat szennyezést.

A halgazdálkodást a VKI kétféleképpen kezeli, egyrészt, mint terhelést, ezért előírja a halászati területek számbavételét, másrészt, mint védendő értéket, így lehetőséget biztosít a gazdasági szempontból fontos vízi állatfajok védelmére. Jelentős hatással van a vizek állapotára, ezért a természetes vizek jó ökológiai állapotának elérése csak a halászat és a horgászat szempontjainak érvényesülése mellett, az érintettek aktív részvételével valósítható meg [1].

4.4.2. Diffúz szennyezőforrások

Az intenzív emberi tevékenység miatt a felszíni lefolyásokban általában a szennyező anyagok széles skáláját megtalálhatjuk, melyet a vízelvezető rendszer szállít el a befogadóba. A szennyező anyagok egy része a hordalékhoz kötődve, másik része pedig oldott formában mozog a felszíni lefolyással. A befogadót elérő terheléseket itt is a csökkenési és dúsulási folyamatok szabják meg. A rendelkezésre álló monitoring adatok azt sugallják, hogy a vizek terhelésében sokkal nagyobb szerepe van a diffúz hatásoknak, mint az ismert pontforrásoknak. A diffúz terhelés szempontjából a mezőgazdasági területek a legelterjedtebb tápanyagforrások, mivel az ország döntő többsége termőterület. A felszíni vizeknél a vízminőségi problémákat az esetek túlnyomó többségében a vizek szerves anyag- és tápanyag terhelése okozza. Az összesített szennyvízterhelést és a becsült diffúz tápanyagterhelést a 4. ábra mutatja be.



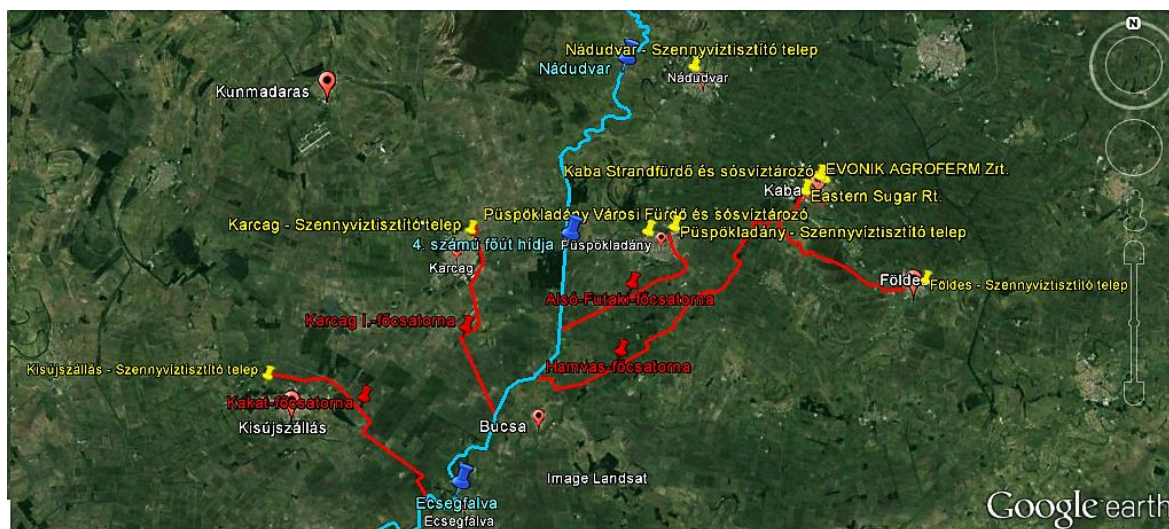
4. ábra Pontszerű és diffúz foszforterhelés aránya a víztestek közvetlen vízgyűjtőjén [1]

A becslések alapján, síkvidéken a terhelések 50-50% arányban oszlanak meg a szennyvíz és a diffúz eredet között, itt tehát jóval nagyobb szerepe van a vízminőség romlásban a szennyvízbevezetéseknek, mint a dombvidéki területeken [1].

4.4.3. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna potenciális szennyezőforrásai

A Hortobágy-Berettyó főcsatornát érő terhelések a vízfolyás teljes hosszán megmutatkoznak. Már a főcsatorna felső szakaszán észlelhető a nádudvari szennyvíztisztító telepről történő szennyvízbevezetés, illetve a halastavak jelenlétének hatása a Nádudvarnál beletorkolló Kösely vízfolyáson keresztül.

A Hortobágy-Berettyó főcsatorna bal partján lévő vízgyűjtőterületen Kabát, Püspökladányt, Földest, Bucsát és Ecsegfalvát kell kiemelni, mint potenciális szennyezőforrások (5. ábra). Kabán három pontszerű szennyezőforrással kell számolni, ebből az egyik a kabai Strandfürdő és sósvíztározóból kikerülő szennyvíz, a másik kettő az EVONIK AGROFERM Zrt. Treonin Gyár szennyvize, valamint az Eastern Sugar Rt. Cukorgyár, mely a szociális szennyvizét vezeti a Hortobágy-Berettyó befogadóba a Hamvas-főcsatornán keresztül. Püspökladány és Földes (szintén a Hamvas-főcsatornán keresztül) tisztított kommunális szennyvizének is a Hortobágy-Berettyó főcsatorna a végső befogadója. Püspökladánynál nem csak a kibocsátott szennyvizet, de a Városi Fürdő terhelő hatását is figyelembe kell venni, mely az Alsó-Futaki-főcsatorna közvetítésével jut az általam vizsgált főcsatornába.

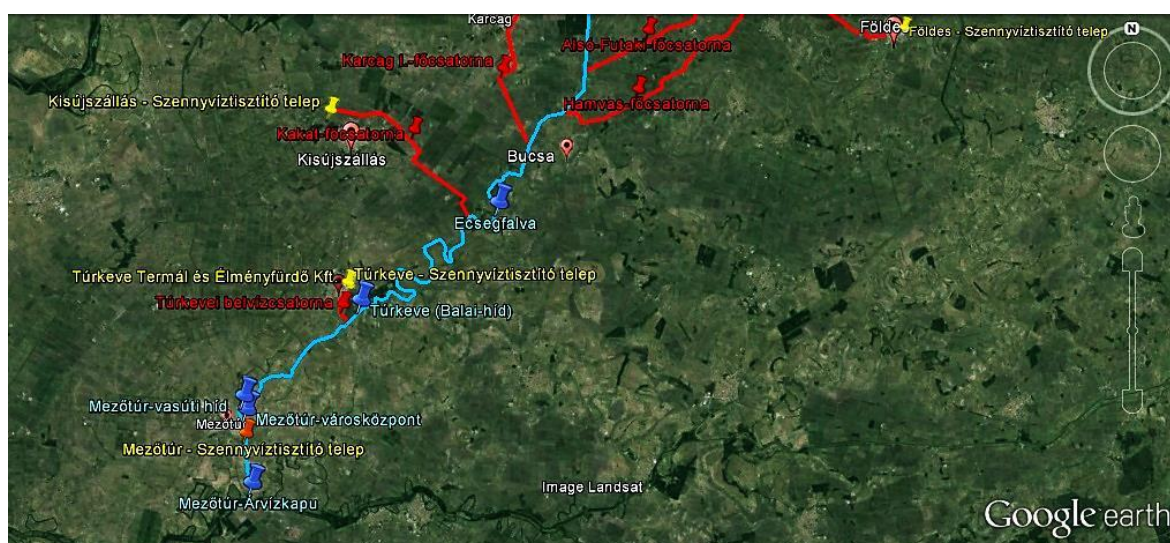


5. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatornát érő terhelések Nádudvartól Ecsegfalváig

A Karcag és Püspökladány között vizsgált mintavételi pont (4. számú főút hídja) után mindössze két település található (Ecsegfalva és Búcsa) a vízfolyás bal partján, melyek a Körös-vidéki Vízügyi Igazgatóság illetékességi területéhez tartoznak. A gyulai kirendeltség birtokában nincsenek szennyvíz-kibocsátási eredmények a két településre vonatkozóan (önellenőrzésre kötelezett kibocsátó nincs a területükön, ők pedig nem végeznek ellenőrzést). Gazdasági tevékenységük nem számottevő, ennek megfelelően a sűrűnek mondható

csatornahálózat a belvíz bevezetését szolgálja, az esetleges szennyezőanyag terhelése pedig természetes eredetű vagy mezőgazdasághoz kötődik.

A vízfolyás jobb partján lévő vízgyűjtőterületen is több nagy település található (Kunmadaras, Karcag, Kisújszállás, Túrkeve, Mezőtúr), melyek szennyvizeit többé-kevésbé tisztított állapotban a belvízcsatornák (Karcagnál a Karcag I. főcsatorna, Kisújszállásnál a Kakat főcsatorna) a Hortobágy-Berettyó főcsatornába vezetik (6. ábra). Az előbb említett településekre jellemző, hogy a bevezetett szennyvíz nagy hányada kommunális, de jelen van a helyi ipari tevékenységből származó szennyvíz is.



6. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatornát érő terhelések Ecsegfalvától, a Hortobágy-Berettyó főcsatorna és a Hármas-Körös torkolatáig

A Mezőtúri Szakaszmérnökségtől kapott adatok alapján, Túrkeve tisztított kommunális szennyvizét (vízhozama $900 \text{ m}^3/\text{nap}$) és a Túrkevén található Termál és Élményszálló használt termálvizét a Túrkevei belvízcsatorna fogadja be és vezeti el a Hortobágy-Berettyó főcsatornába. A vízbevezetés helye a főcsatorna 20+624 tkm szelvényénél történik. A mezőtúri szennyvíztisztító telep tisztított szennyvizének bevezetése közvetlenül a Hortobágy-Berettyó főcsatorna 4+620 tkm szelvényébe történik, melynek vízhozama $1800 \text{ m}^3/\text{nap}$.

Az alegység területén sok a mezőgazdasági célra felhasznált terület, illetve meghatározó még továbbá az ipar, a mezőgazdasági feldolgozóipar és az állattartás is. A földek műveléséhez trágyát, műtrágyát, gyomirtószereket és növényvédő szereket használnak fel, melyek nagy része nem bomlik le, csak felhígul, illetve elvándorol a vizekben. A jövőben nagyobb figyelmet kell fordítani a növényvédelemre és az öntözésre, valamint a tápanyag-gazdálkodás környezetbarát módjára [34].

4.5. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna állapotértékelése és monitoringja

4.5.1. Mintavételi helyek

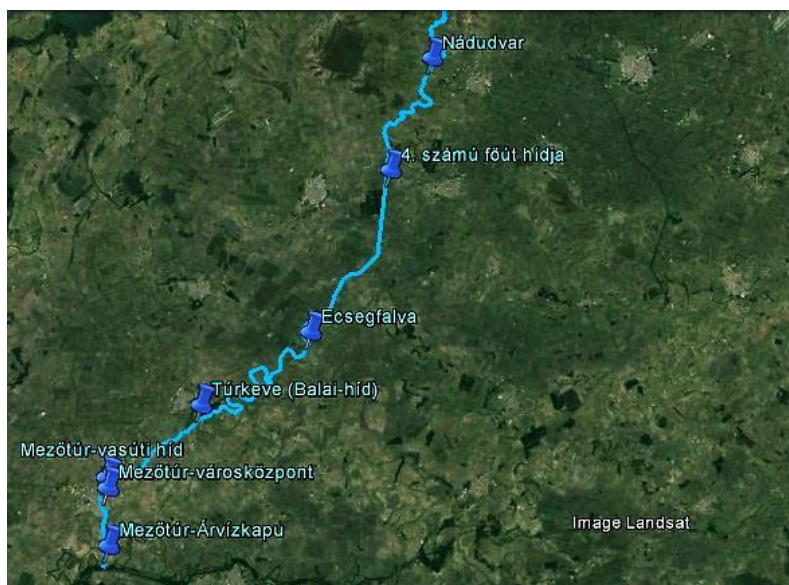
A mintavételi pontok kijelölésénél fontos szempont volt, hogy lehetőségem nyíljon a korábbi évek monitoring eredményeinek felhasználására, valamint hogy minden ökológiai szempontból fontos hatás kimutatható legyen a vizsgált szakaszon. Előzetes tervek alapján összesen 7 mintavételi helyet jelöltem ki a Hortobágy-Berettyó főcsatornán. A GPS koordinátákkal megadott mintavételi pontokat az 1. táblázatban prezentáltam.

1. táblázat Mintavételi helyek és becsült vízhozam értékek a Hortobágy-Berettyó főcsatornán

Mintavételi helyek		EOV koordináták		Víz típus	Vízhozam m ³ /sec
		Y	X		
1.	Nádudvar	47.432988	21.082755	F(19)	~ 8-10 m ³
2.	4. sz. főút hídja	47.317494	21.025667	F(19)	~ 8-10 m ³
3.	Ecseghalva	47.154465	20.915562	F(19)	~ 8-10 m ³
4.	Túrkeve (Balai-híd)	47.081991	20.761091	F(19)	~ 9-12 m ³
5.	Mezőtúr – vasúti híd	47.010676	20.63047	F(19)	~ 9-12 m ³
6.	Mezőtúr - városközpont	47.00044	20.632745	F(19)	~ 9-12 m ³
7.	Mezőtúr - Árvízkapu	46.94439	20.639796	F(19)	~ 9-12 m ³

Több mint 77,5 km-nyi szakaszon vettem vízmintákat (7. ábra) és végeztem helyszíni méréseket. Az első mérési pontot Nádudvarnál a Kösely és a Hortobágy-Berettyó főcsatorna találkozása után jelöltem ki, azért hogy rálátást kapjak milyen mértékű szennyezés észlelhető a nádudvari tisztított szennyvíz, illetve a környező halastavak terhelésének következtében, mely a Kösely vízfolyáson keresztül érkezik a Hortobágy-Berettyó főcsatornába.

A második mintavételi helynek a Püspökladány-Karcag közötti 4. számú főút hídját választottam, ahol a vízfolyás alacsonyabb, de általánosan gyorsabb folyású volt. A mérési pontok közül a harmadikat Ecseghalván (a Kisújszállás-Dévaványa közötti közúti hídnál), míg a negyediket Túrkeven a Balai-hídnál tűztem ki. Ezen a két mintavételi helyen, főleg Túrkeven a korábbiaknál magasabb vízállás, erőteljesebb áramlás és szélesebb mederprofil volt jellemző, mely főleg a mezőtúri Árvízkapunál történő duzzasztás hatásából következik. A Hortobágy-Berettyó főcsatornán az utolsó három mintavételi helyet Mezőtúron a vasúti hídnál, a városközpontban és a torkolat előtti Árvízkapunál jelöltem ki. Mezőtúrtól kezdődően a víztér minden alkalommal (a téli időszak kivételével) duzzasztott, szélesen a töltések között kiterülő volt a helyszíni észlelések alapján.



7. ábra Mintavételi pontok a Hortobágy-Berettyó főcsatornán

4.5.2. Mintavételi időpontok

A Hortobágy-Berettyó főcsatorna monitorozása során a vízhozam mérések és a laboratóriumi vizsgálatokhoz szükséges vízmintavételek időpontjai megegyeztek. A mintavétel és a helyszíni mérések lebonyolítása legalább 3 fő összehangolt tevékenységét követelték meg minden vizsgálatsorozat alkalmával (2. táblázat).

2. táblázat Mintavételi időpontok a Hortobágy-Berettyó főcsatornán

Vizsgálatsorozat	Időpont	Időszak
1.	2013.10.31.	ősz
2.	2014.02.20.	téli
3.	2014.04.15.	tavaszi
4.	2014.06.24.	nyári

A főcsatornán végzett terepi vizsgálatsorozatokat 2013 októberében kezdtem el, mely során meg kellett találnom azon helyeket a vízfolyás mentén, ahonnan mintákat tudtam venni. A második (téli) mintavételezési sorozatot 2014 februárjában végeztem el, ekkor enyhébb és csapadékosabb időjárás volt a jellemző. A harmadik (tavaszi) mintavételt április 15-én hajtottam végre, míg a negyedik (nyári) mintázást június végére időzítettem. Ezáltal az egész évet lefedő évszakonkénti vizsgálati adatsorozat állt a rendelkezésemre, melyeket egymással is és az illetékes felügyelőségekkel is nagyon jól tudtam korreláltatni.

4.6. Alkalmazott vizsgálati módszerek

4.6.1. A felszíni vízminták helyszíni elemzésénél alkalmazott módszerek

A terepi mérések a mérőszondák kalibrációjával kezdődtek, ezután a vízminták vétele során tervezett vizsgálat követelményrendszere alapján, a mintával többször kiöblített felcímkezett műanyag és üveg edényekbe történt a mintavétel. A vízmintákon bizonyos paraméterekre a helyszínen azonnali méréseket hajtottam végre, míg a laboratóriumi elemzésekhez a minták másik részét megfelelően előkészítettem a szállításra. A megjelölt üveg illetve műanyag edényekben, fénytől és hőtől védve, a mintákat 4 °C-on tároltam. Az üvegtárolóba a szerves anyag kimutatására, a műanyagtárolóba pedig a szervesetlen komponensek (ionok) kimutatására szolgáló mintákat helyeztem el. A szakdolgozatomban megadott vizsgálatoknál minden alkalommal 1-1 mintát 3-3 vagy 5-5 párhuzamos méréssel elemeztem, mérési eredményként pedig ezek átlagát adtam meg. A méréseimről valamint a mérési pontokról minden alkalommal jegyzőkönyvet készítettem, megjelölve az időpontot, feltüntetve a helyszínt GPS koordinátákkal, a meteorológiai körülményeket valamint a becsült vízhozamot.

A helyszíni mérések során az adott vízkémiai jellemzők elektroanalitikai vizsgálatát egy ún. MultiLine P4 terepi mérőbőrönddel végeztem, melyet a 8. ábra szemléltet. Ennek a készüléknek az a jelentősége, hogy már a mintavételt követően friss mintából el tudtam végezni az adott vízjellemzőkre vonatkozó vizsgálatokat, így az eredmények megbízhatóbbak, mint pl. a minta tárolása utáni laboratóriumi mérések során. Az elektroanalitikai vizsgálatoknál a vizsgált komponens és az elektromos áram kölcsönhatását, illetve bizonyos elektroanalitikai sajátságok mérését végeztem el.

A vizsgált mérőcellák összeállítása alapján számos módszer használható a vizek vizsgálatára (potenciometria, konduktometria, voltammetria, stb.), melyek műszeres megjelenítése akár laboratóriumi, akár terepi kivitelben megvalósulhat. A készülék háromféle érzékelő elektródája segítségével a vizsgált minta alábbi sajátságai határozhatók meg: pH, redoxipotenciál, fajlagos elektromos vezetőképesség, összes sótartalom, oldott oxigéntartalom (mg/l-ben és telítettségi %-ban).



8. ábra MultiLine P4 terepi mérőbőrönd

4.6.2. Laboratóriumi vizsgálatok jellemzése

A Debreceni Egyetem Műszaki Kar, Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszékének Vízminőségvédelmi laboratóriumában továbbá lehetőségem nyílt a felszíni vízminták analitikai célú vizsgálatára is.

A *zavarosság* mérésekhez Turb 555-IR (WTW GmbH, Weilheim, Germany) típusú zavarosságmérő készüléket használtam és az eredményeket NTU egységben adtam meg. A *zéta-potenciál* értékek meghatározására (ζ) Zetasizer NanoZ (Malvern Instruments Ltd, Malvern, UK) típusú készüléket használtam, mely alkalmas különböző minták zéta-potenciáljának mérésére, illetve az elektroforetikus mozgékonyág meghatározására.

A *szerves anyag tartalmát* az alábbi módszerekkel mértem mg/l-ben: a biokémiai oxigénigény (BOI₅) meghatározására respirometriás módszerű manometrikus OxiTop IS 12 (WTW GmbH, Weilheim, Germany) mérőedényeket, az összes szerves széntartalom mérésére pedig szűrt minták felhasználásával Shimadzu TOC-V_{CPN} (Shimadzu Europe GmbH, Duisburg, Germany) készüléket használtam (9. ábra), mely vizsgálat során valójában összes oldott szerves széntartalmat (DOC) határoztam meg.



9. ábra Shimadzu TOC-V_{CPN} készülék

Az *ionos komponensek* mérésére DIONEX ICS-3000 dual ionkromatográfiás készüléket (Thermo Fisher Scientific Inc, Olten, Switzerland) használtam ionelnyomással. Anionágon Dionex IonPac AS14A típusú, míg kationágon Dionex IonPac CS12 kolonnát alkalmaztam. Az ionkromatográfiás adatok felhasználásával meghatároztam a SAR (sodium adsorption ratio) tényezőt az 1. egyenlet alapján [35].

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}} \quad (1)$$

Ahol: [Na⁺], [Ca²⁺] és [Mg²⁺] koncentrációk mmol/l-ben vannak kifejezve.

4.6.3. Alkalmazott szoftverek és modellek

WQMCAL

A szoftver az oxigénháztartás modelljeivel (BOI - oldott oxigén modellek), diszperziós - advekción modellekkel és tó eutrofizálódási modellekkel dolgozik. Ezek közül vízfolyások esetén az oldott oxigén mennyiségi változásának ábrázolásához a BOI - modellek, a szennyezőanyag terjedésének leírására pedig a transzportmodellek szolgálnak [36].

SPSS

Az SPSS program magába foglalja a legmodernebb statisztika eljárásokat az adatbázis kezeléstől, a leíró statisztikán keresztül a legbonyolultabb többváltozós matematikai, statisztikai eljárásokig. A programcsomag nagy előnye, hogy nem csak előre elkészített statisztikai tesztek használhatunk, hanem saját magunk is készíthetünk egyszerű modelleket, és ezek statisztikai elemzését is el tudjuk végezni.

Ennek előnye, hogy sok előre beépített statisztikai teszt igen szigorú alkalmazási feltételeket kíván meg, amik a talaj – növény – légkör rendszerben nem teljesülnek, de az általunk, a vizsgált jelenség sajátosságaihoz igazított eljárások már sokkal megbízhatóbb eredményeket szolgáltatnak [37].

HEC-RAS

A HEC-RAS (Hydrologic Engineering Center - River Analysis System) egy interaktív használatra kifejlesztett integrált szoftver-rendszer, amely egy több modult felhasználó környezetben működik. A program kifejlesztője az US Army Corps of Engineers (USACE), Hydrologic Engineering Center (HEC) (Davis, California). Egydimenziós modell, amely a keresztmetszvény geokoordináták helyes sorba rendezésével képes pseudo-3D-s kép előállítására [38].

Google Earth

A Google Föld (eredetileg: Google Earth) egy ingyenes számítógépes program, ami virtuális földgömbként használható. A Föld háromdimenziós modelljére mértékhelyes műholdképek, légi felvételek és térinformatikai adatok vannak vetítve. A programban a Föld minden részéről leolvashatók a WGS földrajzi koordináták, és az adott pont magassága is, eredetileg a Keyhole cég fejlesztette ki, majd 2004-ben megvásárolta a Google [39]. Amennyiben a hazai EOVS koordinátarendszerrel kívánunk dolgozni, használhatjuk a magyar fejlesztésű Bajnok25 ingyenes átszámító programot [40].

5. Eredmények és értékelésük

5.1. A kiértékeléshez használt hatályos jogszabály

A Hortobágy-Berettyó tervezési alegység vízfolyás víztestjei síkvidéken folyó vizek, alsószakasz jellegűek. A vízsebességük viszonylag alacsony, mivel az alegység területe kis magasságkülönbségű lefolyástalan, belvízzel veszélyeztetett, ezáltal ide érkezve sebességük jelentősen lecsökken [1].

A kiértékeléshez a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendeletet használtam, mely a vízminőségi határértékeket tartalmazza a különböző típusú vízfolyásokra. Különleges sajátossága a tervezési alegységnek, hogy a Hortobágy-Berettyó árvize ennek a síkvidéki vízgyűjtőnek a belvizéből származik, ezáltal a főcsatornát a 19. típusú síkvidéki – meszes – közepes-finom – nagy vízgyűjtő kategóriába soroljuk, ami az F vízfolyás víztest típuson belül található (F19), így az ehhez kapcsolódó határértékeket vettem figyelembe az eredmények értékelésénél.

5.2. Helyszíni vizsgálatok és értékelésük

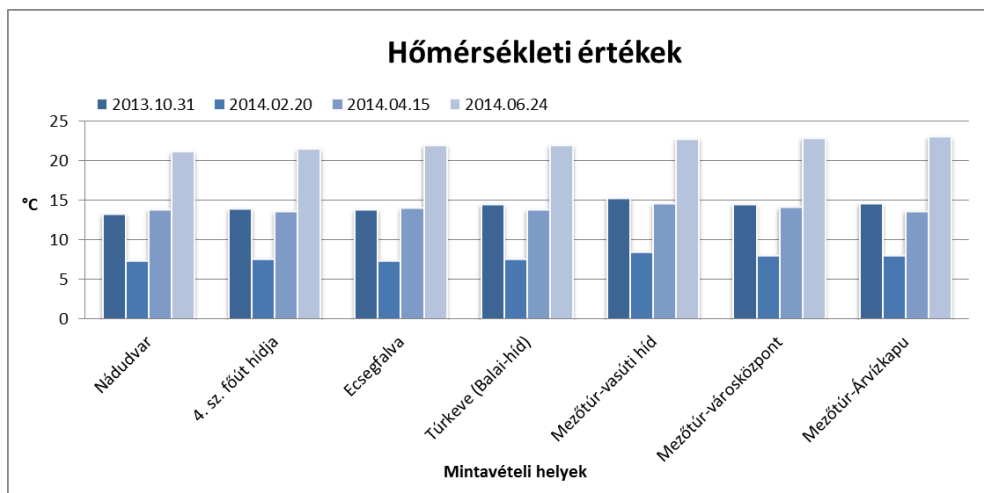
5.2.1. Hőmérsékletmérések

Természetes vizeink hőmérsékleti viszonyai eredetük szerint nagyon eltérőek. A felszíni vizek hőmérséklete erősen ingadozó és hatással van a víz sűrűségére, viszkozitására, fajlagos elektromos vezetőképességére, a gázok oldhatóságára, a vízben fennálló kémiai egyensúlyokra és befolyásolja a víz ízét és szagát [5]. A vett vízminták hőmérsékletének meghatározását az előírásoknak megfelelően a helyszínen a mintavételt követően azonnal elvégeztem (1. kép).



1. kép Terepi mérések Nádudvaron (2014.02.20.) és Ecseghalván (2014.04.15.)

A szezonálisan vizsgált hőmérsékleti értékek változását a 10. ábrán látható oszlopdiagram segítségével mutatom be a mintavételi helyek függvényében. A befogadóból vett vízminták detektált hőmérsékleti értékei között nagymértékű különbség figyelhető meg, ennek elsődleges oka a különböző évszakokra jellemző eltérő meteorológiai viszonyok.



10. ábra Vízminták hőmérsékletének összehasonlítása a mintavételi helyek függvényében

Az eredmények alapján megállapítottam, hogy a hőmérséklet változása lényegesen megváltoztatta az oldott gázok koncentrációját, valamint a vízben végbemenő biokémiai reakciókat. A normálisnál kisebb hőmérsékleten a biokémiai reakciók sebessége értelemszerűen csökken, valamint az élettevékenységet folytató szervezetek fajonkénti összetétele is megváltozik a normális körülmények közöttihez képest.

A növekvő hőmérséklet az oldott oxigén koncentráció csökkenését eredményezte, mely főleg a nyári időszakban volt különösen kritikus (12. ábra), ami feltehetőleg halpusztulást, illetve anaerobiát is okozhatott. A biokémiai reakciók viszont a magasabb hőmérsékleten felgyorsultak, így az öntisztulás nyáron gyorsabb volt, mint télen, amit az ionos komponensek és a szerves anyagot jellemző legfontosabb összegző paraméterek detektált értékei is nagyon jól reprezentálnak (26-28. ábra). A vízhőmérséklet emelkedése továbbá a toxikus szennyezőanyagok hatását is megnövelhette a főcsatornában.

A vízi ökoszisztéma szintén érzékenyen reagál magára a víz hőmérséklet-növekedésére. A hőszennyezés a halakon kívül káros a vízben élő baktériumokra, a fito- és zooplanktonra. Bármelyik szervezetcsoportot károsító hőhatás a tápláléklánc egyensúlyának megbomlása miatt hat a többi csoportra is [5]. A kutatásom során nem találtam olyan magas hőmérsékletű szennyezőforrást, amely a vizsgált vízfolyás vízhőmérsékletét jelentősen befolyásolta volna.

5.2.2. Szín és szag – Érzékszervi hatást okozó vízszennyezők

A vízszennyezés egyik jellemzője, ha a befogadó vízének jellemző szaga van. A víz szagát általában illékony, erős szagú vegyületek okozzák, mint pl.: ammónia, fenolok, szabad klór, szulfidok, cianidok, számos szerves vegyület és azok bomlástermékei, valamint algák és más organizmusok anyagcseretermékei. A legkellemetlenebb szagot a szerves és szervetlen nitrogén-, kén- és foszfor-vegyületek okozzák. A leggyakrabban előforduló ezek közül a szulfid, melynek szaghatása a pH-függvénye (kisebb pH-értéknél hidrogén-szulfid szabadul fel). Számos ipari szennyvíz tartalmaz jellemző szagú szerves vegyületeket. Ilyenek lehetnek pl. az alkoholok, fenolok, észterek, ketonok, aldehidek, szerves savak, szerves kénvegyületek (merkaptánok stb.) és szénhidrogének (sztírol stb.). Az élelmiszeripari szennyvizekben nagy koncentrációban találkozhatunk szerves nitrogénvegyületekkel, amelyek anaerob körülmények között kellemetlen szagú bomlástermékeket eredményeznek. A víz szagának megállapítása során, a helyszínen körültekintően kell eljárni, nehogy a levegőben lévő szennyezőanyagok miatt tévesen kerüljön meghatározásra a víz szaga. A különböző vegyületek közül számos már igen kis koncentrációban is okozhat kellemetlen szagot.

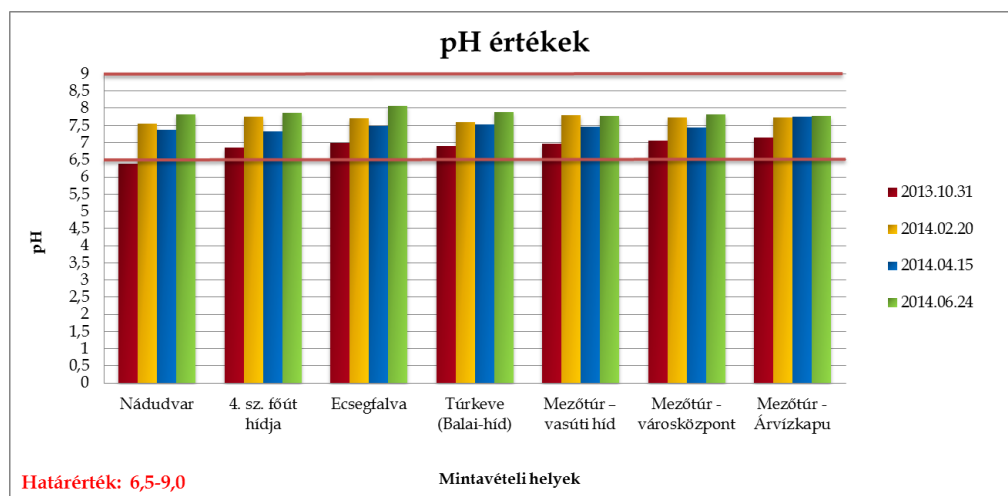
A felszíni vizek látszólagos színét a bennük lévő szuszpendált anyagok, míg a valódi színét a kolloidális vasvegyületek, házi- és ipari szennyvizek, huminanyagok, és a növényi szervezetek (pl. algák) adják [41]. A helyszíni észlelések alapján Nádudvarnál barnás-sárga, habzó víz volt a jellemző minden mintavételi időszakban, mely a közelben üzemelő szennyvíztisztító telep hatásának tulajdonítható.

5.2.3. pH mérése

A pH egy dimenzió nélküli kémiai mennyiség, mely egy adott oldat kémhatását (savasságát vagy lúgosságát) jellemzi. Híg vizes oldatokban a pH egyenlő a hidrogén-ion-koncentráció tízes alapú negatív logaritmusával ($\text{pH} = -\log [\text{H}^+]$). Környezeti hatása abban nyilvánul meg, hogy minél jobban eltolódik a pH-érték savas vagy lúgos tartományba annál veszélyesebb lehet az adott anyag [41-43]. Mivel logaritmikus skála, ezért ez a hatás a 7-től való eltérésnél egységenként 10-szeresére növekszik. [44].

A pH mérés eredményeit a 11. ábrán látható oszlopdiagramban foglaltam össze. A vizsgált felszíni vízminták pH-értékei a felszíni vizeknél elvárt pH-tartományon belül mozogtak. Jól látható viszont, hogy a Nádudvarnál mért pH-érték az októberi mintavételezés során kismértékű negatív eltérést mutat a rendeletben megfogalmazott alsó 6,5-ös határértékhez képest.

Ezt az eltérést a helyszínen detektált redoxpotenciál pozitív értéke is igazolta ugyanebben a mintavételi időszakban.



11. ábra A pH értékek változása a mintavételi helyek függvényében

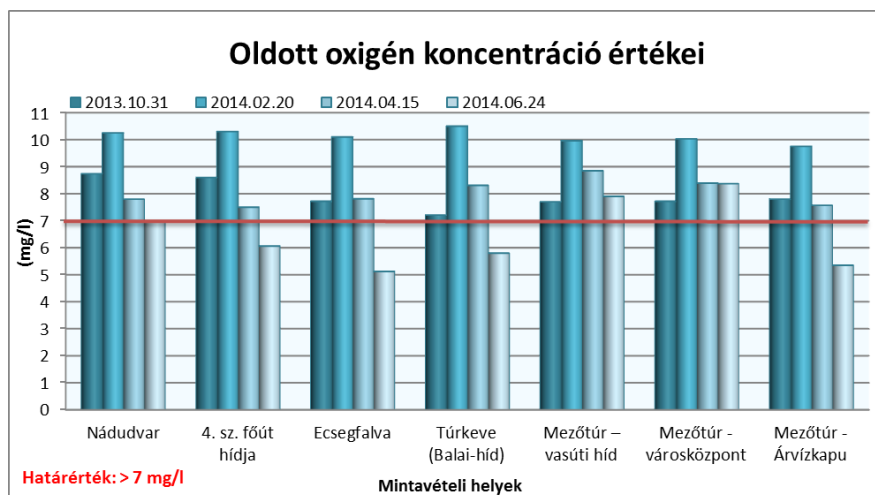
Összességében elmondható, hogy a Hortobágy-Berettyó főcsatornából vett vízminők enyhén lúgosak, pH-értékei csak kismértékben térnek el a semleges pH-tól (pH=7) és az előírt magyarországi határértéken (6,5 < pH < 9,0) belüliek mind a négy mintavételi időszakban.

5.2.4. Oldott oxigéntartalom meghatározása

A vízminők oldott oxigén tartalmának meghatározása voltammetriás elven működő oldott oxigénmérő elektróddal történt. Minden folyadék annyi oxigént vesz fel, ameddig a folyadékban lévő oxigén parciális nyomása egyensúlyba kerül a vele érintkező levegő, illetve gázfázissal. A tényleges oldott oxigén koncentráció tehát számos tényezőtől függ (hőmérséklet, légnyomás, mikrobiológiai lebontási folyamatok oxigén felhasználása, algák oxigéntermelése stb.). Fontos, hogy a vízminők oldott oxigén koncentrációja szállítás közben változhat, így minden alkalommal a mintavétel helyszínén azonnal elvégeztem a méréseket [41-43].

Az oldott oxigén tartalom mg/l koncentrációegységben megadott értékeit a 12. ábrán foglaltam össze a mintavételi helyek függvényében. Az oszlopdiagramok jól prezentálják, hogy az őszi, téli és tavaszi mérési eredmények a 10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet szerinti határértéknek megfeleltek, viszont a nyári mintavételezés alkalmával vett vízminők oldott oxigén koncentráció értékek határérték alattiak, vagy azt megközelítők voltak. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna és mellékvízfolyásai különböző eredetű tisztított szennyvizek befogadói. A kibocsátott szennyvizekkel bekerülő szerves anyagok bontása oldott oxigént igényel, amely hatással van a befogadó vízminőségére is.

Ezek élővizetekbe kerülésekor az oldott oxigén mennyisége annyira lecsökkenhet, hogy a magasabb rendű élőlények életműködése lehetetlenné válik, valamint az aerob mikroorganizmusok élettevékenységére is korlátozó, bénító hatással lehet. Az alsó szakasz nyári vizsgálatain kívül jól mutatják a víz hőmérséklet és az oxigén beoldódás viszonyát is [44].



12. ábra Oldott oxigén tartalom koncentrációban kifejezett értékei

A vizsgált vízfolyás oldott oxigén mennyisége fordítottan arányosan változott a benne kialakuló vegetációjával, a szervesanyag tartalom növekedésével csökkent a koncentrációja nyáron, és télen - amikor a vegetáció nyugalmi fázisba került - a hőmérséklet csökkenésével növekedett [42]. A hőmérsékleti értékeket is figyelembe véve, akkor mértem a legnagyobb oldott oxigén koncentrációkat, amikor ősszel és télen a legalacsonyabbak voltak a víz hőmérsékleti eredmények.

A vizek oxigénfogyasztását leginkább a vízben lévő szerves anyagokra tudom visszavezetni, ezáltal a méréseimmel megállapítottam azt az oxigén-mennyiséget, amely a Hortobágy-Berettyó főcsatornában oldott szerves anyagoknak az eloxidálásához szükséges. Így olyan közvetett adathoz jutottam, amelyből arra következtethettem, hogy a vízfolyásnak leginkább az őszi és téli időszakban volt magasabb a szerves anyag tartalma, amit a DOC mérési eredmények is alátámasztanak (28. ábra).

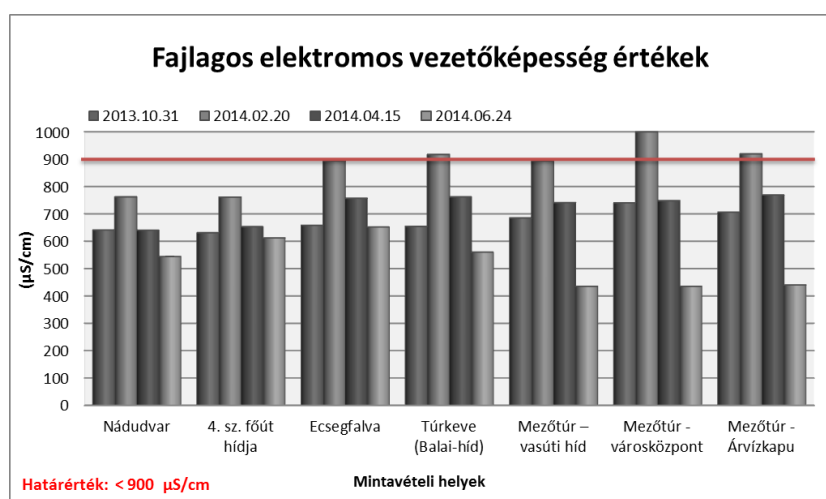
5.2.5. Fajlagos elektromos vezetőképesség mérése

A fajlagos elektromos vezetőképesség értéke a vizsgált minta oldott iontartalmáról ad tájékoztatást (mértékegysége: Simens/méter) [44]. Minél nagyobb az oldat só tartalma, minél több savat vagy lúgot tartalmaz az adott minta, annál nagyobb a vezetőképessége. Ebből

kifolyólag az alkalmazott elektród segítségével a különböző vízminták összes oldott sótartalmát is mérni tudtam.

A mérés elektrokémiai ellenállásméréssel történik. A mérőcella két egyforma elektródból áll. Ezekre az elektródokra adott váltakozó feszültség idézi elő az oldatokban lévő, ionoknak az elektródok irányába történő mozgását (minél több ion van a vizsgált mintában annál nagyobb a két elektród között folyó áram) [41-43].

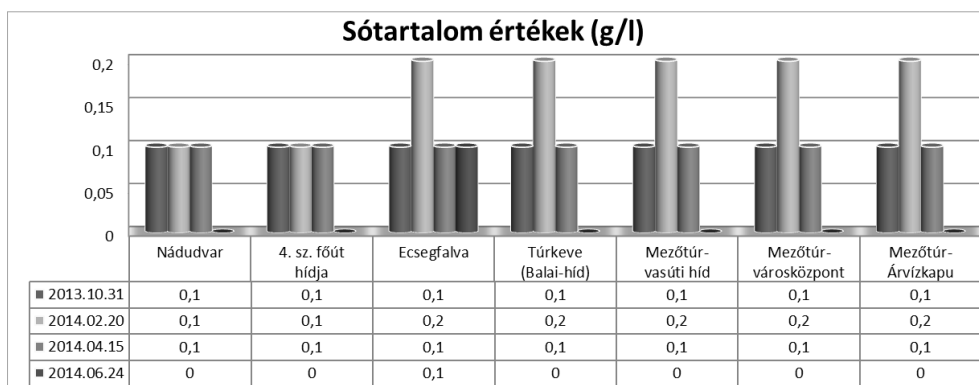
A 13. ábrán az évszakonkénti mintavételezések alkalmával vett vízminták átlagos fajlagos elektromos vezetőképességét ábrázoltam. A mért értékek jelzik, hogy annak ellenére, hogy télen a vízfolyás vegetációja nyugalmi fázisban van, olyan változások mentek végbe, amelyek megváltoztatták a Hortobágy-Berettyó főcsatorna vízminőségét. A CO₂ oldódás télen nagyobb volt, ami változó keménységet, nagyobb lúgosságot is eredményezett.



13. ábra A mért fajlagos elektromos vezetőképesség értékek

Az oszlopdiagramon jól látható, hogy a mért vezetőképesség értékek Nádudvarnál és a 4. számú főút hídjánál mind a négy mintavételi időszakban 400-800 µS/cm-es tartományba estek. Viszont a többi mintavételi pontnál a februárban mért vezetőképesség értékek, határérték közeliek vagy azt meghaladóak voltak. Ebben az időszakban nagyobb antropogén terhelés érhetette a vizet, melyet az ionkromatográfiás és DOC mérési eredmények is alátámasztanak (28. ábra).

A vezetőképesség tájékoztat a főleg szervesetlen anyagokat tartalmazó vizek (pl. ivóvíz, felszíni víz) elektrolit koncentrációiról (összes sótartalom). Az összes oldott szervesetlen anyag, az összes vízben lévő ion mennyisége (sókoncentráció) az egyes összetevők külön-külön mérése és összegzése nélkül megállapítható. Gyors, rutin vizsgálatra különösen alkalmas módszer a víz fajlagos elektromos vezetőképességének a mérése, mely egyben a víz oldott sótartalmát is jellemzi.



14. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatorna sótartalmának (salinitás) értékei a mintavételi helyek függvényében

A kutatásom alkalmával én is meghatároztam a sótartalmat, mely ugyanazon elektródával történt, mint a fajlagos elektromos vezetőképesség detektálása. A vizsgált felszíni vízmintákra 0,1-0,2 g/l értékeket kaptam, melyeket a 14. ábrán látható oszlopdiagramokkal prezentáltam.

Minta	Dátum	Fajlagos elektromos vezetőképesség (μS/cm)	Összes oldott sótartalom (mg/l)
1	2013.10.31	740	473,60
2		757	484,48
3		730	467,20
Átlag:		742	474,88
1	2014.02.20	1000	640,00
2		995	626,00
3		1004	642,56
Átlag:		1000	539,77
1	2014.04.15	747	478,08
2		749	479,36
3		748	478,72
Átlag:		748	478,72
1	2014.06.24	434	277,76
2		435	278,40
3		436	279,04
Átlag:		435	278,40

15. ábra Mezőtúr városközpontjában mért vezetőképesség értékek és az ezekből számított összes oldott sótartalom

A műszeres salinitás mérés eredmények (az ionkromatográfias adatok felhasználásával az 1. egyenlet alapján) jól korrelálnak a vezetőképességi értékekből a 2. egyenlet alapján saját számítással is meghatározott összes sótartalom eredményekkel (15. ábra) [45].

$$SAR = \frac{[Na^+]}{\sqrt{([Ca^{2+}] + [Mg^{2+}])}} \quad (1)$$

$$Só [mg/l] = 0,64 EC [\mu S/cm] \quad (2)$$

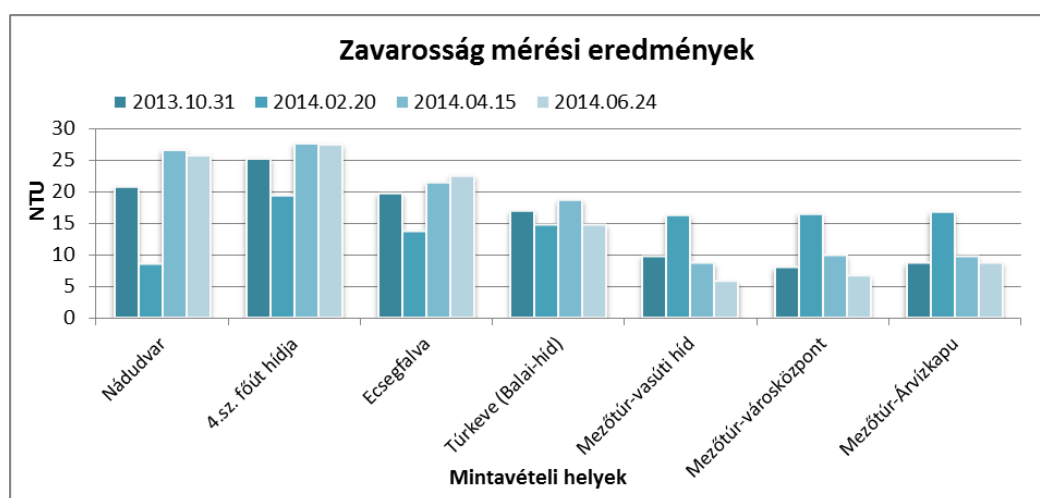
Ahol: $[Na^+]$, $[Ca^{2+}]$ és $[Mg^{2+}]$ koncentrációk mmol/l-ben vannak kifejezve.

5.3. Laboratóriumi vizsgálatok és értékelésük

5.3.1. A zavarosság mérése

A zavarosság a vízben jelenlévő diszkrét részecskék fényelnyeléséből és fényszóródásából tevődik össze, függ a részecskék oldatbeli koncentrációja mellett a részecskék anyagi minőségétől (fénytörő sajátságaitól), alakjától és méretétől. Ezért a zavarosság értéke nem fejezi ki közvetlenül a vízben lévő lebegőanyagok mennyiségét, de tájékoztató jellegű és összehasonlító vizsgálatra alkalmas és gyors módszer. Az oldatban lévő diszkrét részecskék fényszórása is a mintát megvilágító fénysugár útjára vonatkoztatva 90°-os szögeltéréssel nyert fény intenzitásának mérésével történt. Ebben az esetben a zavarosságot NTU (nefelometriás zavarosság) egységekben kaptam meg. Standardként ismert zavarosságot (adott fényelnyelést, illetve fényszórást) okozó, jól reprodukálható szemcseeloszlású, adott koncentrációjú szerves szuszpenziót alkalmaztam összehasonlítás (kalibrálás) céljából [46].

A vízminták zavarosság eredményeit az 16. ábrán foglaltam össze. A vizsgálat során minden alkalommal három párhuzamos mérést végeztem, és ennek vettem az átlagát.



16. ábra A mért zavarosság értékek a mintavételi helyek függvényében

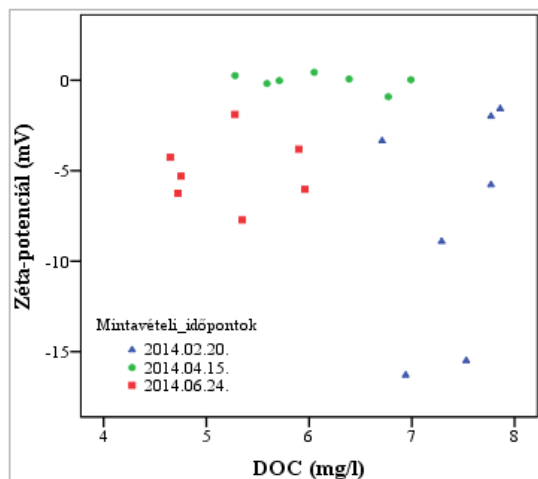
Megállapítottam, hogy a Hortobágy-Berettyó főcsatorna szennyezettségének mértéke nem számottevő a kapott zavarosság eredményekből. Nádudvarnál, Püspökladány-Karcagnál és Ecseghalván a tavaszi és őszi mérések alkalmával detektált magasabb értékek a szélsőséges meteorológiai tényezőkkel magyarázhatóak. Ezekben az időpontokban az erősen szeles időjárás volt a jellemző, mely az aljzat felkavarodását idézhette elő, valamint számításba vehető ezekben az időszakokban a nádudvari szennyvíztisztító telep nagyobb szerves anyag terhelésének hatása is.

Nyáron a víz hőmérsékletének emelkedésével, nő a biológiai produkció, ami a vízben oldott szerves anyagok koncentrációjának növekedéséhez vezet, viszont a nyári mintavételezés alkalmával az átlagosnál hidegebb vízhőmérséklet volt jellemző a Hortobágy-Berettyó főcsatorna alsó szakaszára [46]. Összességében elmondható, hogy a vett felszíni vízminták nem tartalmaztak megnövekedett koncentrációban zavarosságot okozó részecskéket, szuszpendált és finoman elosztatott szerves anyagokat, planktonokat és mikroorganizmusokat.

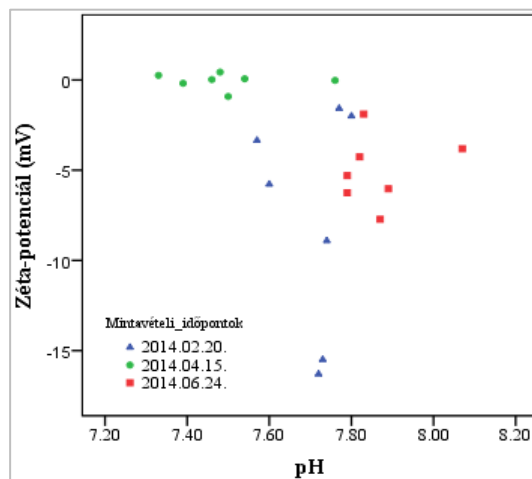
5.3.2. Zéta-potenciál meghatározása

A zéta-potenciál megadja a kolloid rendszer felületi potenciálját, melyből következtethetünk a kolloid rendszerek stabilitására. A közel 0 mV zéta-potenciál érték azt jelzi, hogy a kolloid rendszert alkotó részecskék között az elektromos tasztítás minimális, vagyis a kolloid instabil és változékony.

A 17. ábrán a zéta-potenciál és az oldott szerves széntartalom közötti, illetve a 18. ábrán a zéta-potenciál és a pH közötti kapcsolat látható. A bal oldali diagramon megfigyelhető, hogy a júniusi minták alacsony ζ értékek mellett kis DOC értékkel rendelkeznek, ehhez képest a februári és áprilisi minták DOC értékei átlagosan egy nagyságrenddel nagyobbak adódtak, a februári zéta-potenciál értékek pedig nagyobb eloszlást mutatva eltolódtak a nagyobb negatív értékek irányába.



17. ábra A zéta-potenciál megoszlása a DOC értékek függvényében



18. ábra A zéta-potenciál megoszlása a pH értékek függvényében

Általában a szerves szennyezők (természetes szerves anyagok vagy algák) zéta-potenciálja negatív értéket mutat, ha a pH-értéke nagyobb, mint 4 [47-50]. Ellenben az egyéb részecskéknél (mint a kalcium-karbonát) a zéta-potenciál nem mutat negatív eredményt, amíg a pH meg nem haladja 8-as értéket [51]. A nem ionos részecskéknél, mint a hidrofíli

tulajdonságú szerves anyagok, melyek felületén savas csoport található valószínű, hogy a zéta-potenciál tekintetében változás lesz megfigyelhető, amikor a víz kémhatása savas tartományból a lúgos tartományba mozdul el (kb. 7-es pH-nál), de ez általában a rendszertől függ [52].

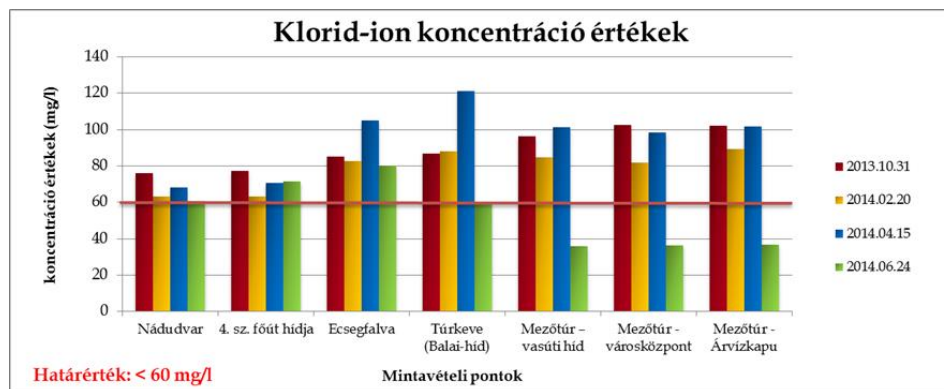
Az általam különböző időpontokban mért pH-értékek 4-8 közöttiek voltak, így a szakirodalomban tett megállapítások érvényesek az általam vizsgált vízfolyásra is.

5.3.3. Ionkoncentrációkra vonatkozó vizsgálatok

Az ionkromatográfia minőségi és mennyiségi analitikai módszere az ionok meghatározásának. A vizsgálatok során használt DIONEX ICS-3000 ionkromatográfiás rendszer alkalmas erős és gyenge savak anionjainak meghatározására ionelnyomással, valamint egy- és kétértékű kationok detektálására, melyet a Maucha-féle csillagdiagram segítségével is szemléltettem. Az antropogén hatások kimutatására a vizsgált vízminták klorid-ion tartalmát és a kísérő kationok közül a nátrium-ion koncentráció változását emeltem ki a rendeletben megfogalmazott határértékek megadásával.

Klorid-ion (Cl^-) és Nátrium-ion (Na^+)

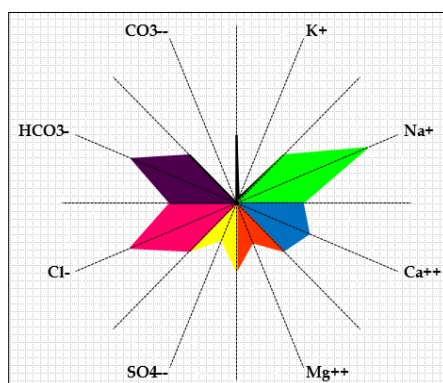
A detektált klorid-ion tartalom a júniusi mintavételezés kivételével minden esetben átlépte a vonatkozó rendeletben megfogalmazott határértéket (19. ábra). Ebből arra lehet következtetni, hogy a klorid-ion a vizsgált vízfolyásba házi és ipari szennyvizekkel kerülhetett be.



19. ábra Klorid-ion koncentráció értékek a mintavételi pontok függvényében

Ebben az esetben megemelkedett ammónia és nitrit koncentrációk is kimutathatóak voltak a vízben (22-23. ábra), továbbá megnőtt az oxigénfogyasztás (12. ábra) is, mely a víz bakteriológiai szennyezettségére enged következtetni.

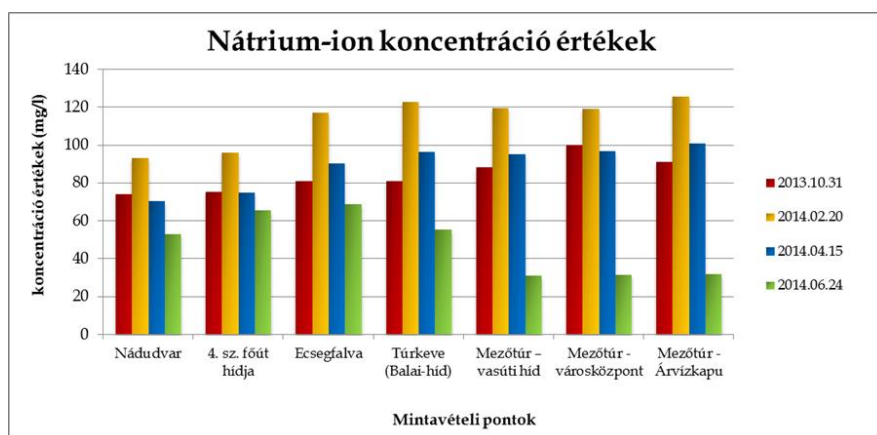
A Túrkevén (Balai-hídnál) vett vízminta Maucha-féle csillagdiagramját a 20. ábra szemlélteti, melyen jól látható, hogy a klorid-ion bizonyult a legmagasabbnak az áprilisi mintavétel alkalmával.



20. ábra Túrkeve (Balai-híd) Maucha-féle csillagdiagramja

Halobitás alapján elmondható, hogy a vízminta sótartalom szempontjából közepesen változó, melyhez közepesen magas fajlagos vezetőképesség érték tartozik. A Balai-hídnál vett vízminta erősen változó kation típusú, melyben az uralkodó kationok a nátrium-ion és a kalcium-ion. Az anionok közül a hidrogén-karbonát és a már említett klorid-ion mutat kiemelkedő értéket. Ezek alapján megállapítottam, hogy protonaktivitás szempontjából a Túrkevén vett vízminta gyengén változó, enyhén lúgos víznek tekinthető.

Gyakran kíséri a nátrium-iont a hidrogén-karbonát-ion (HCO_3^- - szikes vizek), ritkábban a szulfát-ion (Na_2SO_4 - glaubersós vizek). A Na-ion előfordulása a vizekben elsősorban ásványoknak, kősótelepeknek, illetve nátriumot tartalmazó üledékes kőzeteknek a kilúgzódásával függ össze [53]. Az általam mért nátrium- és a klorid-ion koncentrációk jól korrelálnak minden esetben (19. és 21. ábra), mely ionok megemelkedett mennyisége használt termásvíz bevezetések és a környező területekről történő bemosódás eredménye lehet.



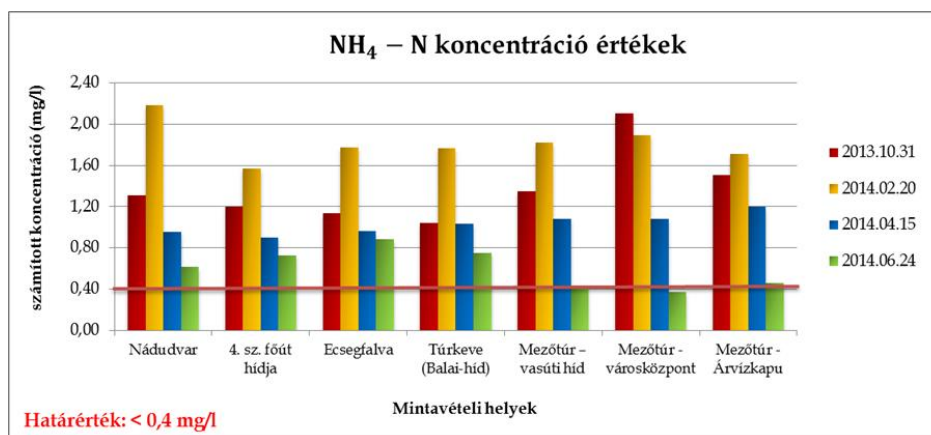
21. ábra Nátrium-ion koncentráció értékek a mintavételi pontok függvényében

Növényi tápanyagok mennyiségének jellemzése

A 22-25. ábrákig a különböző növényi tápanyagok mennyiségének jellemzésére használt ionkoncentrációkat mutatom be, melyek több évszakban is jelentősen kiugró értékeket prezentálnak, ezen megemelkedett ionkoncentrációk elsősorban a diffúz szennyezések eredményeképpen jelennek meg a vizsgált vízfolyásban. A szervetlen anyagok közül fontosak a nitrogén- és foszforvegyületek, amelyek mint növényi tápanyagok a vízben lévő növények, algák szaporodását segítik elő. Az algák túlszaporodása eutrofizációhoz vezet, amely napjainkban számos tó, tározó esetén nagy gondot okoz [5].

Ammónium-ion (NH_4^+)

A vízben való megjelenési formája (NH_3 ill. NH_4^+) függ a víz pH-értékétől, hiszen ez az arány ökológiai szempontból is fontos tényező, mivel a szabad ammónia erős mérgező. Tekintve, hogy a nitrogén tartalmú szerves vegyületek (pl.: a karbamid) anaerob körülmények között ammóniává átalakulva bomlanak le a vizekben, jelenlétük friss szennyezésre utal. A nitrifikáló baktériumok tevékenységének következtében az ammóniatartalom a vízfolyásokban nitráttá oxidálódik, ezáltal mennyisége fokozatosan csökken [53]. A 22. ábrán látható oszlopdiagram segítségével az ammónium-ion koncentráció értékekből számított N-tartalom változását összesítettem. A terhelés Nádudvarnál jelentkezett először és itt volt a legjelentősebb a téli mintázás alkalmával. A februári mintavételezés során minden mintavételi ponton $8\text{ }^\circ\text{C}$ alatti vízhőmérsékletet detektáltam (10. ábra), ebből arra próbáltam következtetni, hogy ilyen alacsony hőmérsékleten a nitrifikáció szinte „leállt”, ezáltal a fehérjék bomlásából keletkező ammónia koncentrációja megnőtt, komoly gondokat okozva a téli időszakban, amit a szakirodalmak is alátámasztanak.



22. ábra Ammónium-ion koncentráció értékekből számított N-tartalom változása a mintavételi pontok függvényében

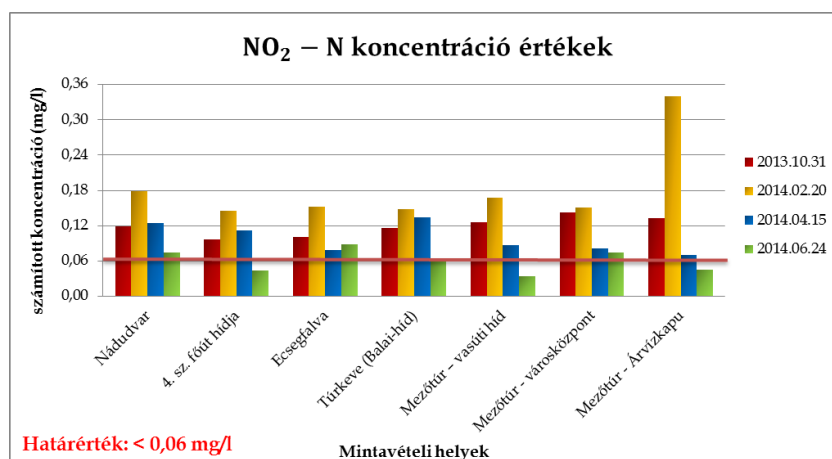
A Hortobágy-Berettyó főcsatorna teljes szakaszán mért nagyobb ammónium-ion tartalom elsősorban a szerves anyagok biológiai lebomlására, vagyis a kommunális szennyvizek, illetve bizonyos ipari szennyvizek bejutására enged következtetni. Fontos még megemlíteni, hogy az alegység területére jellemző az intenzív állattartás, ami szintén nagymértékben megnövelheti a vizsgált vízfolyásban jelenlévő megnövekedett ammónium-ion mennyiségét, illetve a klóraminnal végzett fertőtlenítés során is kikerülhetett a környezetbe [53].

Nitrit-ion (NO_2^-) és Nitrát-ion (NO_3^-)

A természetes vizekben az ammónia nem képez stabil vegyületet, de ha elegendő oxigén van jelen megfelelő mikroorganizmusok mellett, akkor első lépésben nitrifikálódik (nitrit, nitrát képződés). A nitritképződés 10°C alatt lelassul, mivel pH függő folyamat így a leggyorsabban pH 8-8,5 között megy végbe. A nitrit nem szaporodik fel, mert tovább oxidálódik nitráttá, ezért is csak kis mennyiségben van jelen a vizekben. A nitrát a növények részéről felvehető, hozzáférhető, felvétel után oxidálódik és szerves nitrogénné alakul át. A nitrát nitriten keresztül visszaalakulhat ammóniává (redukció) anaerob, redukzív körülmények között, miközben a mellékreakció terméke N_2 [20].

A 23. ábra a nitrit-ion koncentráció értékekből számított N-tartalom változását prezentálja a mintavételi pontok függvényében. A felszíni vizek nitrit szennyeződése csekély, legfeljebb néhány tized mg/l, természetes vizekben pedig nem jellemző. A számított koncentráció értékek, a vízfolyás szerves anyagokkal való szennyeződésére utalnak.

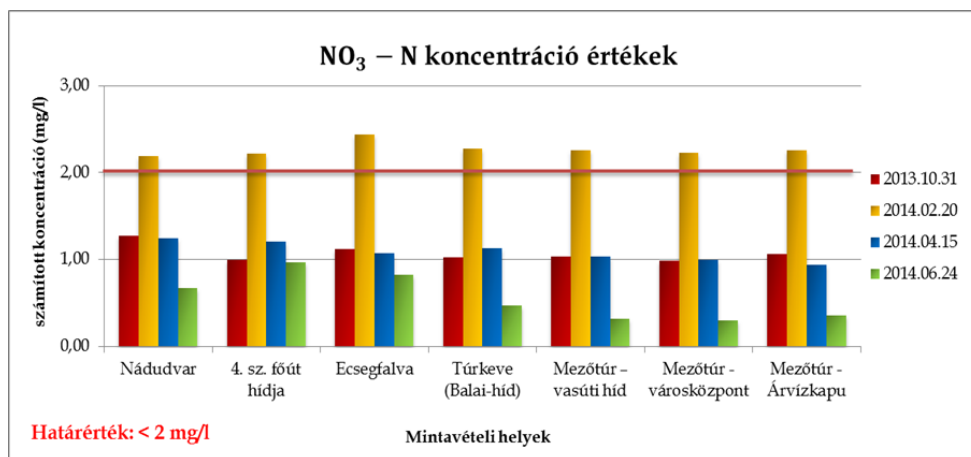
Az általam mért mennyiségek meghaladták több mintavételi időpontban is a rendeletben megadott 0,06 mg/l határértéket.



23. ábra Nitrit-ion koncentráció értékekből számított N-tartalom változása a mintavételi pontok függvényében

Kiugróan magas nitrit-nitrogén koncentráció figyelhető meg a februári vizsgálat sorozat során, a Mezőtúr – Árvízkapunál vételezett vízmintában, melynek jelenléte szennyvízzel való szennyezettségre és/vagy reduktív körülményekre utalhat.

A nitrát-ion koncentráció értékekből számított N-tartalom változását a 24. ábrán lévő oszlopdiagrammal szemléltetem a mintavételi pontok függvényében.



24. ábra Nitrát-ion koncentráció értékekből számított N-tartalom változása a mintavételi pontok függvényében

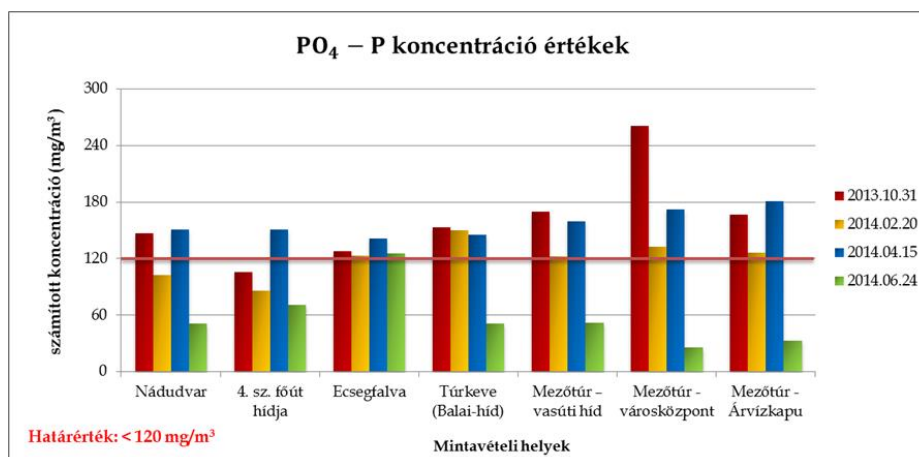
A nitrát-ion egyike a leggyakoribb ionoknak a természetes vizekben. Felszíni és mélységi vizekben általában pár mg/l-es koncentrációban fordul elő [54]. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna számított nitrát-nitrogén koncentráció értékei a téli vizsgálati időszakban meghaladta a rendeletben foglalt határértéket (2 mg/l). A határértéknél magasabb koncentráció oka lehet többek között az intenzív állattenyésztés, a felszíni vagy a felszínhez közeli műtrágyával, vizelettel, széklettel vagy más szerves anyagokkal történő szennyeződés.

Foszfát-ion (PO_4^{3-})

A foszforciklus kiinduló alapanyaga a vízben oldott ortofoszfát ion, mely természetes és mesterséges úton jut a felszíni vizekbe. Megjelenési formája a vízben PO_4^{3-} , H_2PO_4^- , HPO_4^{2-} , ez utóbbi kettő semleges pH körülmények között ortofoszfátok, melyet a növények fel tudnak venni. Az algák ideális tevékenységének tápelem-felvételei: C:N:P = 106:16:1. A szükséges tápanyagok közül elsősorban a foszfor mennyisége szabályozható (a vízből kicsapható), ezért ez limitáló tényezőként kezelhető. 10 mg/m³ koncentrációig általában nincs jelentős biológiai produkció, az eutrofizáció kivédhető, míg 20 mg/m³ felett a fotoszintézis felgyorsul az elegendő tápanyag jelenlétében [20].

A 25. ábrán a foszfát-ion koncentráció értékekből számított P-tartalom változását prezentáltam a mintavételi pontok függvényében. Az oszlopdiagramon nagyon jól látszik,

hogy a detektált $\text{PO}_4 - \text{P}$ koncentráció értékek a főcsatornára vonatkozó 120 mg/m^3 határértéket több mintavételi ponton és időszakban is meghaladták. Ebből arra lehet következtetni, hogy nem megfelelően tisztított szennyvíz bevezetését követően, mesterséges úton juthatott a befogadóba, mely nagyobb koncentrációnál eutrofizáció kialakulását okozhatja a vízben.



25. ábra Foszfát-ion koncentráció értékekből számított P-tartalom változása a mintavételi pontok függvényében

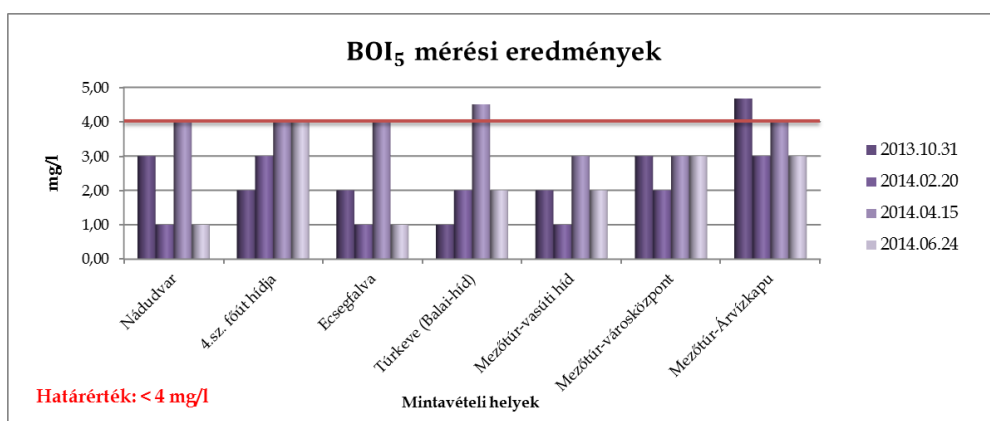
A nagymennyiségű tápanyag jelenléte az algák növekedését, a napsugarak vízbe való behatolási mélységének csökkenését idézheti elő. Továbbá a víz oldott oxigéntartalmát csökkenti (12. ábra) az algák pusztulása, melyhez az anaerob lebomlás következtében kellemetlen gáztartalom is párosulhat [20].

5.3.4. Szerves anyag tartalom mérése

A szerves anyagot jellemző legfontosabb összegző paraméterek a BOI_5 , KOI és a TOC . Az összegző paraméterekkel a szennyező anyagokat az egyes anyag csoportokat jól jellemző reakciók (pl.: szín reakciók: NH_4^+ , PO_4^{3-} meghatározás) és az azonos kémiai kötések (pl.: C-H kötés: TOC meghatározás) tartalmazó elemek meghatározása révén lehet jellemezni. Az összegző paraméterek másik csoportjának meghatározási elve azon alapszik, hogy bizonyos reagensek meghatározott anyagszempontokkal (pl.: O_2 mérés oxidációval: KOI , BOI_5) azonos módon reagálnak, továbbá egyes anyagok bizonyos élőlényekre (baktériumok, algák stb.) azonos hatást fejtenek ki. A BOI paraméter mérési elvben megegyezik a KOI mérés elvével (felhasznált O_2 mérése), azonban meghatározott vegyület csoportot és mérési eljárást illetően különbözik attól [55].

Biológiai oxigénigény meghatározása (BOI)

A biokémiai oxigénigény (BOI) fogalma alatt azt az oxigén mennyiséget értjük, amit a vízben lévő, vagy külön hozzáadott mikroorganizmusok a víz biológiailag bontható szerves vegyületeinek biokémiai oxidációjára (a nitrifikáció nélkül) - meghatározott idő alatt – elfogyasztanak [56]. A ma legáltalánosabban használt BOI érték megadási mód a BOI_5 (mg/l), amely egy liter vizsgált minta öt nap alatti vizsgálat során felhasznált biológiai oxigénigényét adja meg, mg O_2 -ben kifejezve. A 26. ábrán a biológiai oxigénigény (BOI_5) koncentráció értékek láthatóak a mintavételi pontok függvényében.



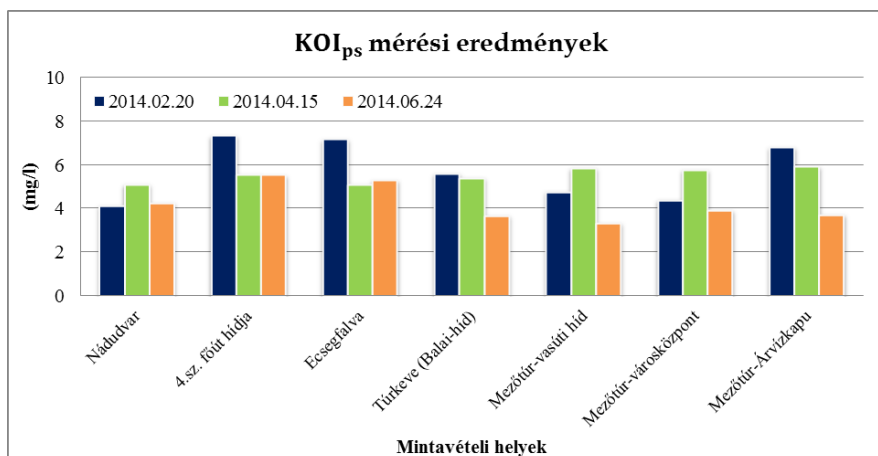
26. ábra Biológiai oxigénigény (BOI_5) koncentráció értékek a mintavételi pontokon

A Hortobágy-Berettyó főcsatornára vonatkozó rendeletben előírt BOI_5 koncentráció határérték 4 mg/l. Az oszlopdiagramban feltüntetett detektált BOI értékek vonatkozásában megállapítottam, hogy ősszel és tavasszal mértem a magasabb koncentrációkat. Az emberi tevékenység és a természet egymásra hatásának következtében is kerülhet szerves anyag a vizekbe (pl.: szennyvizek, műtrágya), ezáltal az eutrofizálódó tavakban az algák nagymértékben elszaporodhatnak [57].

Kémiai oxigénigény meghatározása permanganometriásan (KOI_{ps})

A kémiai oxigénigény az az oxigénmennyiség (mg/l), amely a vízben lévő redukáló anyagok kémiai oxidálhatóságát jellemzi. Tehát a vízben (vagy szennyvízben) lévő szerves anyagok oxidálószerrel végzett oxidációja során elfogyasztott oxigén mennyiségét jelenti [58]. A detektált KOI_{ps} értékek nem haladták meg a rendeletben megfogalmazott 25 mg/l határértéket egyik mintavételi időszakban és mintavételi helyen sem (27. ábra).

A mérési eredmények alapján általánosan alacsony szerves szennyezettséggel jellemezhetőek a Hortobágy-Berettyó főcsatorna teljes szakaszán vett vízminták.

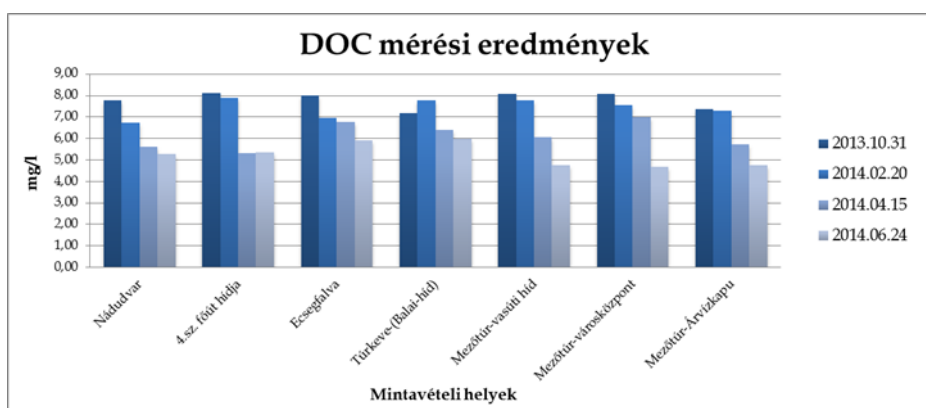


27. ábra Kémiai oxigénigény (KOI_{ps}) koncentráció értékek a mintavételi pontokon

Az emberi tevékenységnek köszönhető szennyezések pl.: az ipari és kommunális szennyvizeknek a nem megfelelő tisztítás után a befogadóba engedése, valamint a hulladéklerakók csurgalékvizének a talajba és a talajvízbe szivárgása nem számottevő az alegység területén.

Összes oldott szerves széntartalom (DOC) mérése

A TOC fogalma alatt a vizsgált vízminta összes szerves vegyületének C-ben kifejezett koncentrációját {mg C/L} értjük. A TOC meghatározás elve, hogy a szerves szénhidrogéneket CO₂-á és vízzé oxidálják (nedves oxidáció). A TOC a KOI paraméterhez hasonlóan nem alkalmas arra, hogy a vízminták szervesanyag tartalma mellett a mikroorganizmusok anyagcsere termékeit nyomon kövessük, mert a TOC méréssel az eredeti és mikrobiális szerves szénvegyületek között nem lehet különbséget tenni [56].



28. ábra A Hortobágy-Berettyó föcsatorna DOC eredményei

Az oldott szerves szén (DOC) meghatározásához membrán szűrőn (0,45 µmØ) átszűrt vízmintákat használtam. Az organikus széntartalom meghatározása az oldott fázis TOC tartalmának mérésével azonos. A diagramon (28. ábra) jól látható, hogy minden mintavételi

ponton az őszi és téli időszakban mértem a vizsgált felszíni vizekben magasabb összes oldott szerves széntartalmat. Általánosan elmondható, hogy a szerves anyag tartalmat jellemző összegparaméterek alapján a mért viszonylag magas DOC értékek (a BOI_5 és KOI_{ps} eredményekkel összevetve) a szerves alkotók oldott formában történő megjelenését mutatják, mely a főcsatornába történő használt vizek bevezetésének és más antropogén hatásoknak tulajdoníthatóak.

5.4. Oldott oxigén háztartás jellemzése WQMCAL modellekkel

A vizek oldott oxigén koncentrációjának kiszámításához minimum két alapvető paraméter ismerete szükséges. Az egyik a biológiai oxigénigény, ami arra ad felvilágosítást, hogy mennyi oxigén kell egy bizonyos mintában lévő szerves anyag tartalom biológiai lebontásához. A másik a légkörből történő oxigén diffúzió, amit a hőmérséklet befolyásol. A gyakorlatban a mai napig legszélesebb körben használt modell a Streeter és Phelps által 1925-ben kidolgozott oxigénháztartási modell. Alaptétele, hogy az oxigén-felhasználás arányos a vízben lévő szerves anyag mennyiségével. A modell felállításához feltétlenül szükséges ismerni a befogadó és a használtvíz biológiai oxigénigényét, oldott oxigéntartalmát, a vízhozamokat, illetve a befogadó víz hőmérsékletét [59].

A számításokat a WQMCAL nevű programmal végeztem, mely az alábbi három „alapvető vízminőségi modelleket” tartalmazza:

1. *Az oxigénháztartás modelljei* (BOI - oldott oxigén modellek): A hagyományos „oxigénvonal” modell és két módosított változata;
2. *Diszperziós-advekciós modellek*: Egy egydimenziós balesetszerű szennyezést szimuláló modell és egy keresztirányú elkeveredést leíró modell;
3. *Tó eutrofizálódási modellek*, melyek egy egyszerű tapasztalati modelltől egy dinamikus alga-foszfor modellig terjednek (öt változatban), beleértve a belépő terhelés számítás modelljét és egy tavi vízmérleg modellt.

Ezek közül az oxigénháztartási folyamatok modellezésének ismertetésére, a hagyományos BOI - oldott oxigén modelleket ($BOD-DO$ river models) használtam. Az adatbeviteli táblába, a szennyezőforrás illetve a befogadó folyó háttér oxigén és BOI értékei adhatók meg, továbbá látjuk a szoftver által használt hígítási egyenleteket is. Első lépésként tehát a modellhez szükséges bemeneti paraméterek bevitelével kezdtem, melyeket a szoftver a hígítási egyenlet (dilution equation) felírásához használ.

3. táblázat Modell bemeneti paraméterek a nyári (júniusi) időszakban

$L_s = 10,00 \text{ mg/l}$	$L_b = 4 \text{ mg/l}$
$DO_s = 9,00 \text{ mg/l}$	$DO_b = 8,20 \text{ mg/l}$
$q_s = 0,5 \text{ m}^3/\text{s}$	$Q_s = 10 \text{ m}^3/\text{s}$

4. táblázat Modell bemeneti paraméterek a téli (februári) időszakban

$L_s = 8,00 \text{ mg/l}$	$L_b = 3 \text{ mg/l}$
$DO_s = 6,40 \text{ mg/l}$	$DO_b = 11,30 \text{ mg/l}$
$q_s = 0,4 \text{ m}^3/\text{s}$	$Q_s = 10 \text{ m}^3/\text{s}$

Az oxigénháztartás alakulását a Tiszántúli Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőségtől (továbbiakban: TIKTF) a nyári gyakorlatom során kapott püspökladányi települési tisztított szennyvíz bebocsátási adatokkal és saját adataimmal vizsgáltam (3-4. táblázat). A szerves anyag biokémiai lebomlása a folyási idő függvényében exponenciálisan történik, és a folyamat sebességét a K dekompozíciós tényező értéke határozza meg. A WQMCAL szoftver modelljeiben a K dekompozíciós tényezőt K_1 és K_2 tényezőkre bontja. A K_1 tényező a lebontási folyamat sebességtényezője, míg a K_2 a levegőfelvételi tényező [59].

5.4.1. A kiindulási oldott oxigéntartalom és BOI érték kiszámítása

$$L_0 = \frac{L_s q_s + L_b Q_b}{Q_b + q_s} \quad [60]$$

$$DO_0 = \frac{DO_s q_s + DO_b Q_b}{Q_b + q_s} \quad [60]$$

Ahol:

L_s = a használtvíz BOI értéke (mg/l);

DO_s = a használtvíz oldott oxigéntartalma (mg/l);

q_s = a használtvíz hozama (m^3/s);

L_b = a befogadó folyó háttér BOI koncentrációja (mg/l);

DO_b = a befogadó vízfolyás háttér oldott oxigén koncentrációja (mg/l);

Q_b = a befogadó folyó vízhozama (m^3/s);

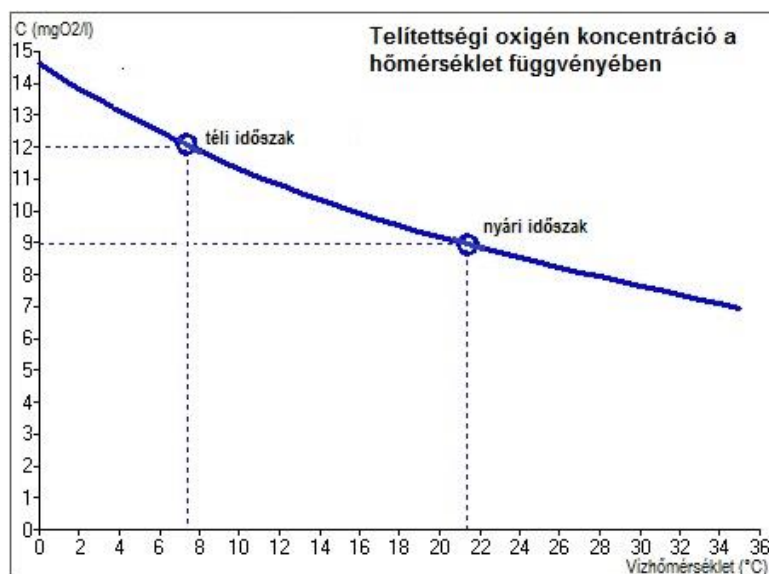
L_0 = kiindulási BOI érték (mg/l);

DO_0 = kiindulási oldott oxigéntartalom (mg/l).

5.4.2. Kezdeti oxigénhiány (initial oxygen deficit) kiszámítása

A megadott vízhőmérséklethez számítjuk a kezdeti oxigénhiányt beütve a megadott (téli időszakban $7,6 \text{ }^\circ\text{C}$, nyári időszakban $21,4 \text{ }^\circ\text{C}$) vízhőmérsékletet, aminek függvényében változik a telítettségi oxigén koncentráció (29. ábra) és kezdeti oxigénhiány értéke [60].

$$D_0 = DO_{\text{sat}} - DO_0 \quad [60]$$



29. ábra Telítettségi oxigén koncentráció a hőmérséklet függvényében [saját vizsgálat]

$$DO_{sat} = 14,61996 - 0,4042T + 0,00842T^2 - 0,00009T^3 \quad [60]$$

Ahol: DO_{sat} = telítettségi oxigén koncentráció érték (mg/l)

$$D_0(\text{tél}) = 0,9 \text{ mg/l}$$

$$D_0(\text{nyár}) = 0,7 \text{ mg/l}$$

$$DO_{sat}(\text{tél}) = 11,99 \text{ mg/l}$$

$$DO_{sat}(\text{nyár}) = 8,9 \text{ mg/l}$$

5.4.3. K_2 oxigén felvételi reakciósebesség tényező kiszámítása

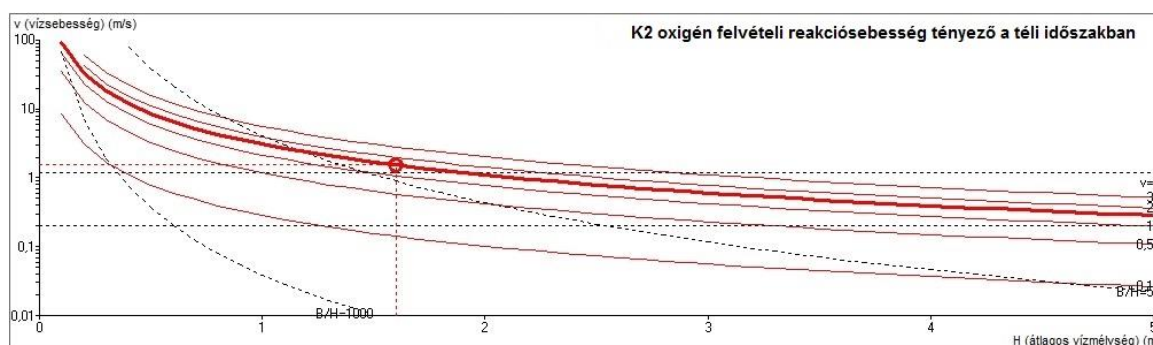
A 30. ábrán a vízsebesség és a vízmélység (1,5 m/s és 1,6 m) bevitele mellett a K_2 levegőztetési (reaeration) paraméter értékét számítja a program [61].

$$K_2 = 2,148v^{0,878}H^{-1,48} \quad [60]$$

$$K_2(\text{tél}) = 1,53$$

$$K_2(\text{nyár}) = 1,53$$

Ahol: v = vízsebesség (m/s) és H = átlagos vízmélység (m)



30. ábra A K_2 levegőfelvételi tényező számítása az adatok (vízhőmérséklet, vízsebesség és vízmélység) függvényében

5.4.4. K_1 szerves anyag lebomlási tényező becslése és hőmérséklet korrekció kiszámítása

A következő lépésben a K_1 szerves anyag lebomlási tényező értékét kell kiszámítani a javasolt $f(K_2/K_1)$ érték és a víztest jellege szerint (31. ábra) [61].

$$K_{1(T)} = K_{1(20^\circ\text{C})} 1,047^{(T-20)} [60]$$

$$K_1(\text{tél}) = 0,58$$

$$K_1(\text{nyár}) = 0,58$$



31. ábra A K_1 szerves anyag lebomlási tényező becslése a hőmérséklet függvényében

5.5.5. Oxigén telítettségi görbe kiszámítása

$$\frac{dD}{dt} = K_1 L - K_2 D [60]$$

$$D = \frac{K_1 L_0}{K_2 - K_1} (e^{-K_1 t} - e^{-K_2 t}) + D_0 e^{-K_2 t} [60]$$

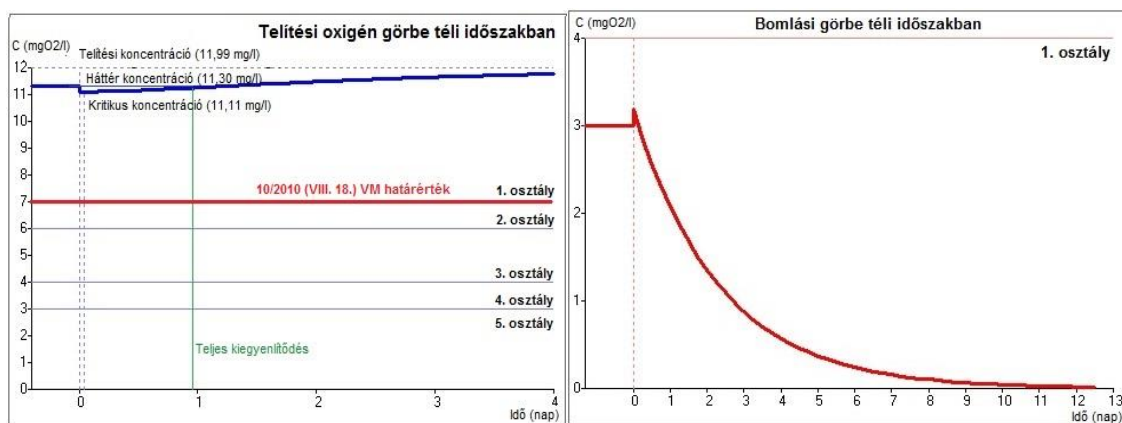
$$DO_{\text{crit}}(\text{tél}) = 11,11 \text{ mg/l}$$

$$DO_{\text{crit}}(\text{nyár}) = 7,62 \text{ mg/l}$$

$$t_{\text{crit}}(\text{tél}) = 0,04 \text{ nap}$$

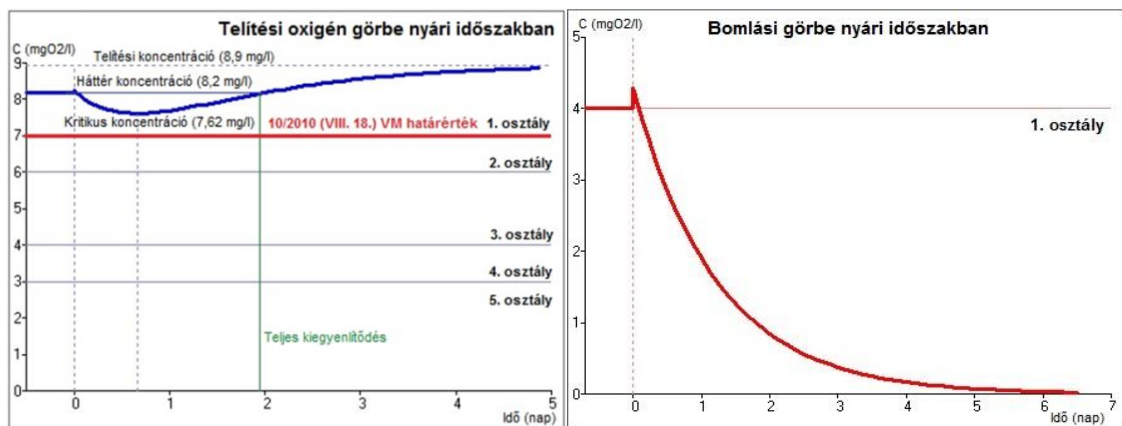
$$t_{\text{crit}}(\text{nyár}) = 0,66 \text{ nap}$$

A bemeneti paraméterek megadása után a program megjeleníti a bomlási- és a telítési oxigén görbét. A vizsgálat során a meghatározott paraméterek változtatásával egy téli és egy nyári időszakot modelleztem.



32. ábra Az oxigénvonal és a szerves anyag tartalom görbéjének alakulása télen [saját vizsgálat]

A bomlási- és telítési oxigén görbéket vizsgálva a szerves anyag tartalom és az oxigén telítettség a várttal megegyezően fordított arányosságban áll egymással. Ez azzal magyarázható, hogy nyáron lényegesen gyorsabban megtörténik a lebontás a vízfolyásban. Az általam vizsgált júniusi időszakban az akkori alacsonyabb hőmérsékleti viszonyok miatt, az oxigénháztartás regenerációja tehát ennek megfelelően lépést tudott tartani a lebontással.



33. ábra Az oxigénvonal és a szerves anyag tartalom görbéjének alakulása nyáron [saját vizsgálat]

Az oxigén vonalnak van egy kritikus pontja, ahol legkisebb az oxigén koncentráció, avagy legnagyobb az oxigénhiány a telítettségi oxigén szinthez képest. A kritikus pontban a különbség jól látható a téli és nyári időszak esetén [$t_{crit}(tél) = 0,04$ nap; $t_{crit}(nyár) = 0,66$ nap]. Ez a különbség a lebontási folyamat hosszúságába is jelentkezik, hiszen míg a téli időszak esetén akár 12 napot is igénybe vehet a szerves anyag lebomlása, addig a nyári időszakban 5-6 nap alatt lejátszódik a degradáció (32. és 33. ábra).

A K_1 és K_2 tényezőkben nem mutatkozik különbség, mely arra enged következtetni, hogy mind a téli mind a nyári időszak esetén a lebontás sokkal lassabb volt, valamint a kialakuló hidrodinamikai viszonyok miatt (nagyobb vízsebesség és vízhozam, ami a téli hóolvadás és a nyári esőzések miatt alakul ki) jelentősen megterhelte a vízi ökoszisztéma oxigénháztartását.

Ehhez hozzájárulhat az is, hogy a szerves szennyezők ilyen esetben kevésbé koncentráltabban vannak jelen a vízfolyásban (a hígulás mértéke jóval nagyobb), ami a mikroorganizmusok és a különböző makrofíták számára lassabb és kevésbé hatékonyabb tápanyagfelvételt biztosít.

5.5. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna modellezése HEC-RAS programmal

5.5.1. A hidraulikai analízis

Medergeometriai és földrajzi adatok

- A vízrendszer területi elhelyezkedése,
- a keresztszelvények geometriai adatai (beleértve az ártereket is),
- a vízfolyások ágainak hossza,
- és az egyes ágak egymással bezárt szögei az összefolyásoknál, illetve az elágazásoknál.

Hidraulikai adatok

- A vízfelszín földrajzi magassági görbéje, kritikusnál kisebb adatok esetében a folyásirányban lefelé, szuperkritikus vízállás esetében az adott ponttól felfelé.
- A vízhozamok megoszlása elágazások, illetve beömlések esetében.
- A keresztszelvényeken áthaladó vízhozam.

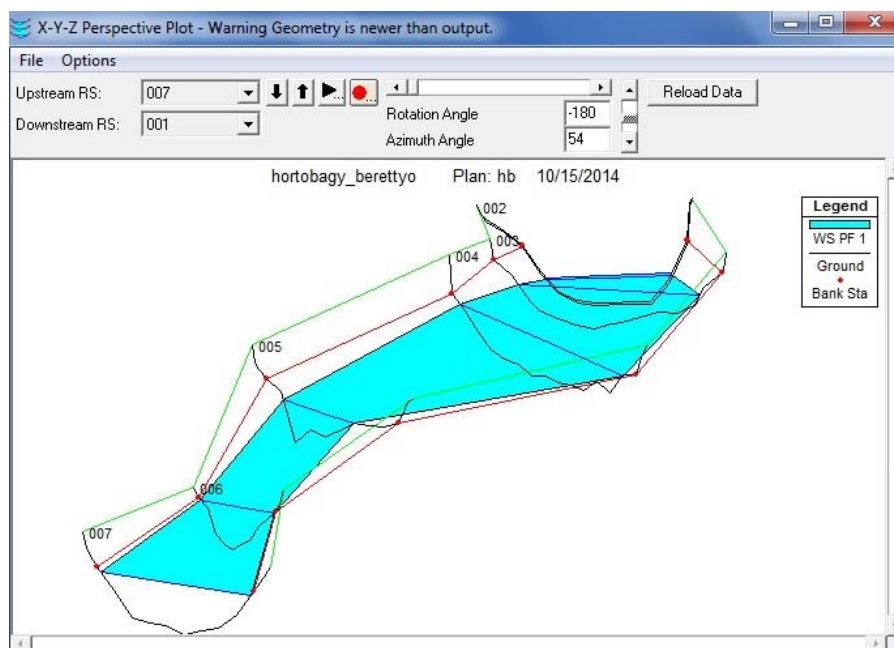
A hidraulikai analízis valamennyi komponense azonos medergeometriai adatbázison, és azonos geometriai és hidraulikai számítási metódusokon alapul [62]. Az alapadatok felvételét az áprilisi vizsgálatsorozat keretében szereztem be. A mérési pontok földrajzi koordinátáinak meghatározását a helyszínen GPS készülékkel állapítottam meg.

Kereszt- és hosszszelvény szondázást, fotózást, vízmintavételezést (BOI_5 , O_2cc , $\text{O}_2\%$, pH, sótartalom, fajlagos elektromos vezetőképesség, redoxipotenciál, hőmérséklet, vízsebességek stb.) végeztem a parton és a mederben egyaránt.

5.5.2. A geometriai adatok bevitele

Bár a modell lineáris, a számítások alapjául szolgáló medermodell ún. pszeudo-3D absztrakción alapul, azaz a vízfolyás mentén sorba rendezett kétdimenziós keresztszelvények felhasználásával építi fel a meder háromdimenziós képét [63]. Természetesen minél sűrűbben helyezkednek el a keresztszelvények, az ábrázolás annál jobban tükrözi a valóságot. Az analízis első lépése a vízrendszer vonalas ábrázolása volt, ami manuálisan történt a vízfolyás irányában. A pontos adatbevétel és szemléltetés érdekében a sematikus ábrához hozzárendeltem a Google Earth által kidolgozott, a Hortobágy-Berettyó főcsatornát prezentáló

hátterképet. A geometriai adatokon kívül szükséges még a Manning-féle mederérdességi tényezők ismerete is, mind a főmederben, mind a jobb és bal hullámtérben egyaránt.



34. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatorna hosszanti háromdimenziós reprezentálása

A 34. ábra nagyon jól mutatja, hogy a 006-os mintavételezési pont a leginkább veszélyeztetett árvíz esetén, hiszen itt a legalacsonyabb a védőgát legfelső pontja.

5.5.3. Stacionárius (permanens) vízmozgások analízise (Steady flow analysis)

Ha egy vízfolyás egy adott időintervallumon belül stacionáriusnak tekinthető, vagy vízhozama szabályozható, célszerű ezekre az állapotokra külön – külön elvégezni az analízist. A program képes elemezni egy egész vízrendszert, egy részrendszert vagy egy adott vízfolyásszakaszt is. A számítások az egydimenziós energiaegyenlet (Bernoulli-törvény) megoldásán alapulnak. Az energiaveszteségeket a program egyrészt a Manning-féle mederérdességi tényezők, másrészt a kontrakció/expanzió alapján számolja ki. A víz energiavonalának ugrásszerű, gyors változásai esetén az impulzus-egyenlet (energia-megmaradás tétele) kerül felhasználásra. Ezen módszerek alkalmazásával a vízfolyásmodell meg tudja becsülni a természetes és mesterséges beömlések, elágazások és a különböző műtárgyak (hidak, szivattyúállomások, átereszek, zsilipek, tározók stb.) hatásait a vízrendszerre [63].

5.6. Biológiai-ökológiai állapot értékelése

A felszíni vízminták biológiai-ökológiai elemzése során hozott adatokkal dolgoztam, melyeket a TIKTF-től kaptam. Fontos volt, hogy az elején összeegyeztessem a felügyelőség vizsgálati területeit az általam kitűzött mintavételi pontokkal. Ennek eredményeként három víztér került egymással átfedésbe: Püspökladány (Apavára), Ecsegfalva és Mezőtúr. A több évre visszatekintő eredményssorozatok kiértékelésében Deák Csaba biológus volt a segítségemre.

A magyar *fitoplankton* minősítési rendszer alapja a HRPI multimetrikus index, amelyet a fitoplankton mennyiségi és minőségi viszonyait jellemző két metrika normalizációjával és kombinációjával dolgoztak ki [21]. Ezáltal lehetőség volt arra, hogy külön-külön értékeljék a vizet, majd a két értékelés alapján adják meg a minősítést. A másik lehetőség pedig, hogy a két metrika értékét normalizálják (mindkettőt 0 és 1 közötti EQR értéké alakítják), majd a számértékek valamilyen egyesítését követően (átlag, súlyozott átlag) alakítják ki az összetett metrikát (35. ábra). A minősítés során azt vizsgálják, hogy van-e szignifikáns összefüggés a két metrika és a terheléssel kapcsolatos kémiai paraméterek között. Az így előállított index (HRPI) már elemszintű értékelést jelent, amivel a Hortobágy-Berettyó főcsatorna aktuális állapota értékelhető (36. ábra) [64].

Határértékek	
Ökológiai állapot	Osztályhatár (HRPI)
Kiváló	$\geq 0,8$
Jó	$\geq 0,6$
Mérsékelt	$\geq 0,4$
Gyenge	$\geq 0,2$
Rossz	$< 0,2$

35. ábra Fitoplanktonra vonatkozó HRPI multimetrikus index alapú osztályhatárok [21]

Fitoplankton alapján történő ökológiai állapotértékelés			
Mintavételi hely	Év	HRPI (EQR)	Minősítés
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2005	0,73	jó
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2006	0,74	jó
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2007	0,46	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2008	0,58	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2009	0,62	jó
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2010	0,33	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2011	0,26	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2012	0,21	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2013	0,38	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2009	0,61	jó
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2010	0,54	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2013	0,47	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2008	0,71	jó
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2009	0,65	jó
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2010	0,61	jó
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2011	0,38	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2012	0,72	jó

36. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatorna egyes szakaszainak több éves fitoplankton monitoring eredményei (TIKTF)

A *fitobentosz* (bentikus kovaalgák) eredményeinek értékelése az IPSITI multimetrikus index alapján történik, amelyet három kovaalga-index (IPS+SID+TID) kombinációjával alakítottak

ki. Minden folyótípus esetében Pearson korrelációt számoltak a kémiai változók és az egyes kovaalga indexek között. A SID szaprobitás index, a TID trofitás index az IPS integrált szennyezettségi index, illetve e három indexből képzett multimetrikus index mutatta a legszignifikánsabb korrelációt. Az öt osztályos típus-specifikus EQR határokat normalizálás útján határozták meg úgy, hogy azok értékei 0 és 1 közé essenek, azonos osztályközökkel (37. és 38. ábra) [21].

Határértékek	
Ökológiai állapot	Osztályhatár IPSITI (EQR)
Kiváló	$\geq 0,8$
Jó	$\geq 0,6$
Mérsékelt	$\geq 0,4$
Gyenge	$\geq 0,2$
Rossz	$< 0,2$

37. ábra Fitobentoszra vonatkozó IPSITI multimetrikus index alapú osztályhatárok [21]

Fitobentosz alapján történő ökológiai állapotértékelés			
Mintavételi hely	Év	IPSITI (EQR)	Minősítés
Hortobágy Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2008	0,77	jó
Hortobágy Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2009	0,63	jó
Hortobágy Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2010	0,28	gyenge
Hortobágy Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2011	0,35	gyenge
Hortobágy Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2012	0,54	mérsékelt
Hortobágy Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2013	0,46	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2008	0,58	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2009	0,5	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2010	0,32	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2013	0,58	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2007	0,49	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2008	0,32	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2009	0,38	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2010	0,44	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2011	0,51	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2012	0,53	mérsékelt

38. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatorna egyes szakaszainak több éves fitobentosz monitoring eredményei (TIKTF)

A makrozoobenton eredmények a 2012. év folyamán kidolgozott HMMI új minősítő nemzeti módszer alapján lett értékelve. A Multimetrikus Makrozoobenton indexcsalád öt indexet tartalmaz "hegyi típus (HMMI_m), dombvidéki kis és közepes vízfolyás típus (HMMI_sc), dombvidéki nagy vízfolyás típus (HMMI_lc), síkvidéki kis és közepes vízfolyás típus (HMMI_sl), síkvidéki nagy és nagyon nagy vízfolyás típus (HMMI_II)".

Az egyes indexek számítása a módszertanban meghatározott képlet alapján statisztikai elemzés eredményeként kapott határértékek figyelembevételével történt. A számított HMMI index alapján öt osztály adódik (39. és 40. ábra).

Határértékek	
Ökológiai állapot	Osztályhatár HMMI
Kiváló	$\geq 0,8$
Jó	$\geq 0,6$
Mérsékelt	$\geq 0,4$
Gyenge	$\geq 0,2$
Rossz	$< 0,2$

Makrozoobenton alapján történő ökológiai állapotértékelés			
Mintavételi hely	Év	HMMI	Minősítés
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2007	0,33	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2008	0,64	jó
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2009	0,51	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2010	0,62	jó
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2011	0,63	jó
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2012	0,46	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Püspökladány (Apavára)	2013	0,58	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2008	0,7	jó
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2009	0,67	jó
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2010	0,35	gyenge
Hortobágy-Berettyó, Ecsegfalva	2013	0,33	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2007	0,21	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2008	0,47	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2009	0,375	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2010	0,47	gyenge
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2011	0,47	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2012	0,495	mérsékelt
Hortobágy-Berettyó Mezőtúr	2013	0,665	jó

39. ábra Makrozoobentonra vonatkozó HMMI index alapú osztályhatárok [21]

40. ábra A Hortobágy-Berettyó főcsatorna egyes szakaszainak több éves makrozoobenton monitoring eredményei (TIKTF)

A három biológiai elemmel történt több éves, VKI szerinti ökológiai minősítések alapján a Hortobágy-Berettyó főcsatorna vizsgált három szelvénye a jó és közepes ökológiai minősítés határán mozgott, bár inkább a közepes ökológiai minőség jellemezte a vízfolyást. Az értékelések során egyes években mindhárom biológiai elem esetében tapasztaltunk gyenge ökológiai minőséget is, amelyet számos tényező (pl.: áradás, belvíz hozzáfolyások, szennyvízterhelés stb.) befolyásolhatta. A szakértői becslést is figyelembe véve, a vízfolyás VKI szerinti ökológiai minősége közepesnek tekinthető. A végső minősítés során a VKI-ban jelenleg elfogadott elv szerint az ún. „egy rossz mind rossz” azaz a vizsgált biológiai elemek minőségi értékei közül a legkisebb lesz a meghatározó, ami jelen esetben gyenge minősítést eredményez, ha csak az EQR értékeket vesszük figyelembe, és nem ismerjük magát a vízfolyást. Azonban ez az elv nem fejezi ki a vízfolyás tényleges ökológiai minőségét, ami pont ezért az EU-ban jelenleg is felülvizsgálat alatt áll. A biológiai elemekkel történő minősítés valamint a kémiai minőség együttesen határozza meg a vízfolyások ökológiai minőségét. A VKI-ban a kémiai minősítés csak, mint támogató érték van jelen, viszont nagyban befolyásolhatja a végső ökológiai minőséget (általában negatív irányban).

A VKI alapvető előírása volt, hogy a felszíni vizek 2015-re jó ökológiai állapotba kerüljenek, ezért az ökológiai minősítés célja, hogy az adott víztípusba tartozó vízfolyások jó ökológiai állapotának eléréséhez milyen beavatkozások (pl.: hidromorfológia, partrendezés, meanderek kialakítása, megfelelő árnyékolt és nyílt szakasz létrehozása stb.) szükségesek. Fontosnak

tartom továbbá megjegyezni, hogy a Hortobágy-Berettyó főcsatorna Mezőtúrnál az Árvízkapu zsilipénél ér véget. Ez azt jelenti, hogy gyakran visszaduzzasztják, illetve elengedik a vízfolyás vizét és e folyamatok is nagymértékben hatással vannak az ökológiai állapotára.

5.7. Szennyezőanyag-áram számítás a pontszerű szennyezőforrások ismeretében

A Hortobágy-Berettyó főcsatorna felső szakaszán található potenciális szennyezőforrások adatait a TIKTF bocsátotta a rendelkezésemre. A kapott eredmények alapján megállapítottam, hogy a kibocsátás hatása mennyire jelentős vagy elhanyagolható a befogadó vízminőségére.

Az 5. táblázat segítségével a Püspökladány 2013 októberében kibocsátott települési tisztított szennyvizének egy napra számított szennyezőanyag-áramát tüntettem fel párhuzamosan, a vizsgált vízfolyás-szelvényhez (4. sz. főút hídja) tartozó paraméterek számított eredményeivel.

5. táblázat Püspökladány 2013. októberben kibocsátott települési tisztított szennyvizének hatása a Hortobágy-Berettyó főcsatornára

Vizsgált paraméterek (mg/l)	Püspökladány települési elfolyó szennyvíz	Hortobágy-Berettyó főcsatorna (4. sz. főút hídja)	Napi számított szennyezőanyag áram (kg/nap)	Püspökladány települési elfolyó szennyvíz	Hortobágy-Berettyó főcsatorna (4. sz. főút hídja)
NH ₄ – N	0,5	1,2	NH ₄ – N	0,6615	933,13
BOI ₅	10	2	BOI ₅	13,23	1555,2
NO ₃ – N	11,40	1,0	NO ₃ – N	15,0822	777,6
NO ₂ – N	0,10	0,10	NO ₂ – N	0,1323	77,76
Q (m ³ /nap)	1323	777600	Q (m ³ /nap)	1323	777600

A számított értékek alapján elmondhatom, hogy abban az esetben, ha a települési szennyvízkibocsátó által kibocsátott szennyezőanyag (pl.: NH₄) sokkal kisebb, mint a Hortobágy-Berettyó főcsatorna által szállított napi szennyezőanyag-áram, akkor önmagában a fent említett szennyvízkibocsátó nem befolyásolja jelentősen a főcsatorna vízminőségét. Ha a szennyvízkibocsátó által bevitt szennyezőanyag-áram 20-30% fölötti a Hortobágy-Berettyó főcsatornáéhoz képest, akkor már részben befolyásolja a vízminőséget, ha 40-50% fölötti, akkor az egyik meghatározó szennyezőforrása a vízfolyásnak a vizsgált kibocsátó az illető szennyezőanyag tekintetében.

Továbbá fontos megemlítenem, hogy a BOI, illetve más szerves anyag tartalomra utaló komponensek, valamint a nitrogénformák esetében, a lebomlás, és az átalakulás miatt csak hozzávetőlegesen mondhatóak el a fenti ráhatások. Ez a számítási módszer csak nagyon

közelítő terhelésvizsgálat, viszont arra megfelelő, hogy egyes magasabb szennyezőanyag koncentrációk lehetséges okozóját megtaláljuk.

Az számított eredményekből (M1-M18 táblázat) látszik, hogy önmagukban az érintett települési, fürdő illetve ipari szennyvíztisztító telepek nincsenek jelentős hatással a Hortobágy-Berettyó vízminőségére, mert:

- néhány szennyezőanyag koncentrációja a szennyvíztisztító telepek által kibocsátott szennyvizekben kisebb, mint a vizsgált vízfolyásban mért koncentrációk;
- a szennyvíztisztító telepek által kibocsátott napi szennyvízmennyiség nagyságrendekkel kisebb, mint a Hortobágy-Berettyó napi vízhozama;
- a szennyvíztisztító telepek kibocsátási pontjai és a Hortobágy-Berettyó főcsatornán kijelölt mintavételi helyek közötti távolság nagy, így az öntisztulás is csökkenti a kibocsátott szennyvizeknek a vízfolyásra gyakorolt hatását (természetesen azon szennyezőanyagok tekintetében, amelyek lebomlásra képesek);
- a fentiekén túl azon komponensek esetében, melyek mégis magasabbnak bizonyulnának a kibocsátott szennyvizekben, mint a főcsatorna vizében, a hígítási arány olyan nagy, hogy nem beszélhetünk jelentős hatásról,
- ennek ellenére a sok viszonylag kis terhelés mégis rontja a főcsatorna vízminőségét, melyet a határérték túllépések is igazoltak, attól hogy a kibocsátások külön-külön nem számottevőek még jelen vannak az alegység területén.

6. Következtetések, javaslatok

Ebben a fejezetben összefoglalom a megállapított határérték túllépéseket majd néhány, a környezetterhelés minimalizálását szolgáló alternatívát vázolnék fel, melyek a vizsgált főcsatorna állapotának esetleges javítását elősegítő intézkedések alapjául szolgálhatnak.

Az éves feltáró monitorozás eredményei alapján elmondhatom, hogy a Hortobágy-Berettyó főcsatorna egyforma terhelést kap az első nádudvari mintavételi ponttól kezdődően, egészen az utolsó mezőtúri mintavételi pontig. A helyszínen mért fajlagos elektromos vezetőképesség a hatályos jogszabályban megfogalmazott ($900 \mu\text{S}/\text{cm}$) határérték feletti volt több mintavételi időszakban is. Az ionkromatográfiás vizsgálatok során a detektált klorid-ion, valamint $\text{NH}_4 - \text{N}$, $\text{NO}_2 - \text{N}$, $\text{NO}_3 - \text{N}$ és $\text{PO}_4 - \text{P}$ bizonyultak a legmagasabb, szintén határérték feletti koncentrációban jelenlévő anyagoknak.

Összességében a vízfolyás állapota a kémiai és biológiai eredményeket egyaránt figyelembe véve nem kockázatos, de nem is jó, leginkább közepes ökológiai minőségűnek tekinthető, mely jövőre sem fogja elérni a VKI által megfogalmazott jó ökológiai állapotot. Az új környezeti célkitűzés szerint a jó ökológiai potenciál elérésének határideje kitolódott 2027-re, az időbeni mentesség, illetve az enyhébb célkitűzés oka az aránytalanul magas gazdasági terhek, valamint a megfizethetőségi, finanszírozási problémák.

A Vízyűjtő- Gazdálkodási Terv által javasolt általánosan alkalmazott intézkedések között szerepel:

- Települési, illetve üdülőterületi mederszakaszok rehabilitációja
- Vízkormányzás, átvezetések, gravitációs kapcsolatok helyreállítása
- Mentett oldali holtágak és mélyárterek élőhelyeinek vízellátása
- Szennyvíztisztítás megoldása a Szennyvíz Program szerint (új szennyvíztisztító telepek építése és/vagy meglévő bővítése és korszerűsítése, szennyvíz iszap kezelés vagy természet közeli szennyvíztisztítás megvalósítása)
- Belterületi intézkedési csomag (hulladéklerakók rekultivációja, csapadékvíz elvezetés)
- Állattartótelepek korszerűsítése
- Oldaltározós halastavakból történő leeresztés a jó halgazdálkodási gyakorlat részeként

7. Összefoglalás

Kutatásom során olyan átfogó monitorozás megvalósítását tűztem ki célul, mely szorosan kapcsolódik az EU VKI-hez és eredménye teljes körűen jellemzi a vizsgált Hortobágy-Berettyó főcsatorna vízgyűjtő területét.

Mintaterületül a Tiszántúl közepén, a Tiszától keletre található síkvidéken, elsősorban mezőgazdasági művelés alatt álló területekkel szegélyezett Hortobágy-Berettyó főcsatornára esett a választásom. A szakirodalom feldolgozása során összefoglaltam a magyarországi felszíni vízfolyások, kiemelten a Hortobágy-Berettyó főcsatorna korábbi és aktuális helyzetét; az EU VKI szerinti ökológiai szemléletű monitorozást, annak új szempontjait, különös tekintettel a felszíni vízfolyásokra; a teljes hazai szakirodalom feldolgozását a Hortobágy-Berettyó főcsatorna vízgyűjtő területére valamint a szabványos hidrológiai, fizikai, kémiai és biológiai vizsgálati módszereket.

Munkám során hét mintavételi pontot jelöltem ki a vízfolyás teljes hosszán, melyen évszakonként feltáró monitorozást végeztem, hidrológiai, hidromorfológiai, kémiai vizsgálatok segítségével, melyet a későbbiekben a kapott biológiai adatokkal is kiegészítettem.

Az elvégzett vizsgálataim során detektált eredményekből kiderült, hogy a Hortobágy-Berettyó főcsatorna minőségére vonatkozóan felmerültek határérték túllépések. A vezetőképesség sokszor a kibocsátási érték felett volt, ami nagy sókoncentrációra utal. A legkockázatosabb vízkémiai komponenseknek a klorid-ion, valamint a nitrogén- és foszforformák bizonyultak. A főcsatorna szerves anyag- és hőtartalma miatt az oxigén háztartásban csak kisebb zavarok voltak valószínűsíthetőek, melyeket az általam felállított modellek és a szerves anyagot jellemző legfontosabb összegző paraméterek detektált eredményei is igazoltak. A Hortobágy-Berettyó főcsatorna, mint erősen módosított víztest, elsősorban az árvízvédelem és a visszaduzzasztások miatt kialakult töltések eredménye, veszélyeztetettsége pedig egyértelműen megállapítható a vízfolyás teljes hosszáról alkotott háromdimenziós absztrakcióból.

A jövőben a főcsatorna jó ökológiai állapotának elérését egyaránt veszélyeztethetik a korábbi mederszabályozások, az ipari szennyezések valamint a vízgyűjtő területen lévő szennyvíztisztító telepek. A vízfolyás legnagyobb mértékű tápanyagterhelésének oka továbbra is a mezőgazdaságból származó diffúz szennyezés tekinthető.

8. Irodalomjegyzék

- [1] Vízyűjtő - Gazdálkodási Terv: A Víz Keretirányelv hazai megvalósítása, www.vizeink.hu, 2010
- [2] Ángyán József, Tardy János, Vajnáné Madarassy Anikó: Védett és érzékeny természeti területek mezőgazdálkodásának alapjai, Mezőgazda Kiadó, Budapest, 2003
- [3] Felföldy Lajos: A biológiai vízminősítés. Vízügyi hidrobiológia 16. kötet, Országos Vízügyi Hivatal, Budapest, 1987
- [4] Pásztó Péter: Vízminőségvédelem, vízminőség-szabályozás, Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém, 1998
- [5] Benedek Pál, Literáthy Péter: Vízminőség-szabályozás a környezetvédelemben, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1979
- [6] Vermes László: Vízgazdálkodás, Mezőgazdasági Szaktudás Kiadó, Budapest, 1997
- [7] Felföldy Lajos: A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 1981
- [8] Csegény József: Felszíni és felszín alatti vizeink állapota, Felső-Tisza-vidéki Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóság, <http://www.muszeroldal.hu/measurenotes/vizekallapota.pdf> letöltve: 2014.08.18.
- [9] Clement Adrienne: Felszíni vizek minősége és terhelhetősége - A vízminőség-szabályozás új feltételrendszere a VKI tükrében, BME Vízi Közmű- és Környezetmérnöki Tanszék, www.vkkt.bme.hu/feltoltesek/2014/02/terhelhetoseg.pptx letöltve: 2014.08.19.
- [10] Licskó István, Szilágyi Ferenc: Felkészülési segédanyag az építőmérnöki Bsc képzés „Víz- és Környezeti Kémia és Hidrobiológia” c. tantárgyához, http://www.epito.bme.hu/vcst/oktatas/feltoltesek/BMEEOVKAI09/hefop_ai09_viz_korkornye_kemia_hidrobio.pdf letöltve: 2014.08.20.
- [11] Clement Adrienne: Magyarország „víznagyhatalmi” szerepének értékelése nemzetközi/európai összehasonlításban, vízkészleteink minősége, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, 2010
- [12] Dworak, T, Gonzales C, Laaser C, Interwies E. (2005): The need for new monitoring tools to implement the WFD. Environmental Science and Policy, 8, 301-306. p.,
- [13] EU Víz Keretirányelv: Az Európai Unió Víz- és vízi környezetgazdálkodási politikája, www.euvki.hu letöltve: 2014.08.21.
- [14] Quevauviller P. (2006a): Chemical Monitoring Activity under the Common Implementation Strategy of the WFD. Journal of Soils and Sediments, 6, 2-3. p.
- [15] Quevauviller P. (2006b): Science-Policy Interfacing in the Context of the WFD Implementation. Journal of Soils and Sediments, 6, 259-261. p.
- [16] Ferreira, J. G., Vale, C., Soares, C.V., Salas, F., Stacey, P.E., Bricker, S.B., Silva, M.C., Maryues, J.C. (2007): Monitoring of coastal and transitional waters under the E. U. Water Framework Directive. Environmental Monitoring and Assessment, 135, 195-216. p.

- [17] Vanrolleghem, P. A., Benedetti, L., Meirlaen, J. (2005): Modelling and real-time control of the integrated urban wastewater system. *Environmental Modelling and Software*, 20, 427-442. p.
- [18] Coquery, M., Morin, A., Becue, A., Lepot, B. (2005): Priority substances of the European water framework directive: analytical challenges for the monitoring of water quality. *Analitical Chemical*, 24, 117. p.
- [19] Thyll Szilárd: Vízszennyezés, vízminőségvédelem. DATE, Debrecen, 1998
- [20] Szűcs Péter, Sallai Ferenc, Zákányi Balázs, Madarász Tamás: A vízminőségvédelem aktuális kérdései, Bíbor Kiadó, Miskolc, 2009
- [21] Borics Gábor, Kiss Keve Tihamér: Módszertani útmutató a fitoplankton élőlénycsoport vizsgálatához, MTA BLKI - Tisza kutató osztály, Debrecen, 2011
- [22] CEMAGREF (1982): Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux. Rapport Q. E. Lyon - Agence de l'Eau Rhône-Méditerranée-Corse, pp. 218.
- [23] Rott, E. Hofmann, G. Pall, K. Pfister, P. & E. Pipp, 1997. Indikatorlisten für aufwuchsalgen in Österreichischen fließgewässern. Teil. 1: Saprobielle Indikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- [24] Rott, E., E. Pipp, P. Pfister, van H. Dam, K. Orther, N. Binder & K. Pall, 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern. Teil 2: Trophieindikation. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wasserwirtschaftskataster, Wien.
- [25] Várbíró, G., Borics, G., Csányi, B., Fehér, G., Grigorszky, I., Kiss, K.T., Tóth, A., Ács, É. (2011): Improvement of the ecological water qualification system of rivers based on first results of the Hungarian phytobenthos surveillance monitoring. - accepted paper in *Hydrobiologia*.
- [26] Ács Éva, Kiss Keve Tihamér: Módszertani útmutató a fitobentosz élőlénycsoport VKI szerinti gyűjtéséhez és feldolgozásához, MTA Duna-kutató Intézet, Göd, 2011
- [27] Csányi Béla, Szekeres József, Zagyva Andrea, Várbíró Gábor: Vizi makrogerinctelen módszertani útmutató, Budapest, 2012
- [28] Allan, I. J., Vrana, B., Greenwood R, Mills, G. A., Roig, B., Gonzalez, C. (2006a): A toolbox for biological and chemical monitoring requirements for the European Union's Water Framework Directive. *Talanta*, 69, 302-322. p.
- [29] Clement Adrienne: Felszíni vizek monitoring rendszere a Víz Keretirányelv követelményei szerint, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, 2001
- [30] Weiß, A., Matouskova, M., Matschullat, J. (2008): Hydromorphological assessment within the EU WFD-transboundary cooperation and application to different water basins. *Hydrobiologia*, 603, 53-72. p.
- [31] Henriksen, P. (2009): Reference conditions for phytoplankton at Danish Water Framework Directive intercalibration sites. *Hydrobiologia*, 629, 255-262. p.
- [32] Byrne, P., Reid, I., Wood, P.J. (2010): Sediment geochemistry of streams draining abandoned lead/zink mines in central Wales: the Afon Twymyn. *Journal of Soils and Sediments*. 10/1007

- [33] Rieuwerts, J. S., Austin, S., Harris, A. (2009): Contamination from historic metal mines and the need for non-invasive remediation techniques: a case study from Southwest England. *Environmental Monitoring and Assessment*, 148, 149-158. p.
- [34] <http://tivizig.hu/content/documents/vko/2-6-1r%C3%B6vid.pdf>
letöltve: 2014.09.02.
- [35] Kariuki F.W., Ng'ang'a V.G., Kotut K., (2012), Hydrochemical Characteristics, Plant Nutrients and Metals in Household Greywater and Soils in Homa Bay Town, The Open Environ. Eng. J., 5, pp. 103-109.
- [36] Jolánkai Géza: WQMCAL, Kézikönyv a folyók és tavak alapvető vízminőségi modelljeinek számítógéppel segített oktatási (CAL) programjához, ELTE-TTK egyetemi jegyzet, Budapest, 2000
- [37] Huzsvai László: Biometrikai módszerek az SPSS-ben, SPSS alkalmazások, Debreceni Egyetem Mezőgazdaság-, Élelmiszertudományi és Környezetgazdálkodási Kar, Debrecen, 2004-2011
- [38] Pregun Csaba, Tamás János, Takács Péter, Bíró Tibor: HEC-RAS alapú geoadatbázis vizsgálata az EU Vízügyi Keretirányelv előírásai alapján I., Debrecen, 2006
- [39] http://hu.wikipedia.org/wiki/Google_F%C3%B6ld#cite_note-1
letöltés: 2014.10.12.
- [40] Tímár Gábor: Vetületi átszámítások az EOVS, Gauss-Krüger, UTM és sztereografikus koordináták között, ELTE Geofizikai Tanszék Űrkutató Csoport, Budapest, 2003
- [41] Lévai Tibor: Analitika I. és II., Környezetvédelmi Minisztérium, Budapest, 1999
- [42] Kőmíves József: Környezeti analitika, Műegyetemi kiadó, Budapest, 2000
- [43] Záray Gyula: Az Elemanalitika Korszerű Módszerei, Akadémiai Kiadó, Budapest, 2006
- [44] Bodnár Ildikó: Környezet analízis II. oktatási segédlet, DE-MK, Debrecen, 2013
- [45] Nádudvari Zoltán: Környezetvédelmi füzetek. Talajszennyezés tényfeltárása, mérési bizonytalanságok és költségeik, Elgoscár kiadó, Budapest, 2006
- [46] Barkács Katalin: Felszíni vizek lebegőanyag-tartalmának eltávolítása koagulálással-flokkulálással, Kémiai technológia gyakorlatok, ELTE Szerves Kémiai Tanszék, Budapest, 2013
- [47] Beckett, R. and Le, N.P. (1990). The role of organic matter and ionic composition in determining the surface charge of suspended particles in natural waters. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 44, 35-49.
- [48] Liu, J.C., Chen, Y.M. and Ju, Y. (1999). Separation of algal cells from water by column flotation. *Separation Science and Technology*, 34 (11), 2259-2272.
- [49] Zhang, X. and Bai, R. (2002). Adsorption behaviour of humic acid onto polypyrrole-coated nylon 6,6 granules. *Journal of Materials Chemistry*, 12(9), 2733-2739.
- [50] Jefferson, B., Jarvis, P., Sharp, E., Wilson, S. and Parsons, S.A. (2004). Flocculation through the looking glass. *Water Science and Technology*, 50(12), 47-54.
- [51] Bob M.M. and Walker H.W. (2001). Effect of natural organic coatings on the polymer induced coagulation of colloidal particles. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects*, 177, 215-222.

- [52] Sharp, E.L., Parsons, S.A. and Jefferson, B. (2005a). The impact of seasonal variations in DOC arising from a moorland peat catchment on coagulation with iron and aluminium salts. *Environmental Pollution*, (IN PRESS).
- [53] Percsich Kálmán: Bevezetés a vízanalitikába, SZIE MKK Központi Laboratórium, Budapest, 2005
- [54] Otto-Albrecht Neumüller: RÖMPP Vegyészeti Lexikon, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1981
- [55] Oláh József, Öllös Géza: Az összegző paraméterek szerepe a szennyvizek minőségi jellemzésében, Fővárosi Csatornázási Művek Zrt.
- [56] Vízügyi ágazati műszaki szabályozási kiadványok: MI-10-262-9:1993 Ivóvízkezelés egységesítése. Szerves anyagok eltávolítása 8 o.
- [57] Tóth Jenő, Markó Iván, Benedek Pál, Valló Sándor, Literáthy Péter, Farkas Péter, Ivancsics János, Mucsy György, Németh Árpád: Vízisztítás- szennyvíztisztítás zsebkönyv, Műszaki Könyvkiadó, ISBN: 9631038475, 1982
- [58] Benedek Pál, Valló Sándor: Vízisztítás-szennyvíztisztítás zsebkönyv, Műszaki Könyvkiadó, Budapest, 1982
- [59] Thomann, R.V. and Mueller, J.A.: Principles of Surface Water Quality Modeling and Control, Prentice Hall, 1987.
- [60] Jolánkai Géza: WQMCAL - Description of the CAL programme on Water Quality Modelling Version 2 Basic river and lake water quality models (with an outlook to "ecohydrological" applications), Budapest, 2000
- [61] Jolánkai G., Bíró I, (2001): Basic river and lake water quality models, Computer aided learning programme on water quality modelling, (WQMCAL Version 2), (with an outlook to „ecohydrological” applications), Software and description. UNESCO IHP Documents on CD-ROM Series No.1
- [62] Tamás János, Bíró Tibor: Határvizek - különös tekintettel a Berettyó folyó vízgyűjtőjére - vízminőségi célállapota és ökológiai vízigénye meghatározásának tudományos megalapozása. KöM tudományos eredmények. 51., 2001
- [63] 8User`s Manual. HEC-RAS River Analysis System Version 3.1. (2002) US Army Corps of Engineers, Institute for Water Resources Hydrologic Engineering Center
- [64] Szilágyi Ferenc: A felszíni vizek biológiai minősítésének továbbfejlesztése, Háttéranyag az országos Vízgyűjtő- Gazdálkodási Terv 5. fejezetéhez, 5.1. háttéranyag, Budapest, 2009

9. Köszönetnyilvánítás

Ezúton szeretném megköszönni belső konzulenseimnek, Dr. Bodnár Ildikó tanszékvezető asszonynak és Fórián Sándor adjunktusnak, valamint külső konzulensemnek Csercsa Attila osztályvezetőnek a Tiszántúli Környezetvédelmi és Természetvédelmi Felügyelőségtől a szakmai útmutatást és a dolgozatom során nyújtott segítséget.

Továbbá köszönetemet fejezem ki mindazoknak, akik segítségemre voltak a mintavételezésekben és ez által is támogatták TDK dolgozatom elkészítését.

Méréseimet a Debreceni Egyetem Műszaki Kar Környezet- és Vegyészmérnöki Tanszék Vízminőségvédelmi laboratóriumában végezhettem, melyet a TÁMOP-4.2.2.A-11/1/KONV-2012-0041 számú projekt támogatott.

A projekt az Európai Unió támogatásával, az Európai Szociális Alap társfinanszírozásával valósult meg.