

PH.D. ÉRTEKEZÉS

**Antropogén tevékenységek hatásainak megjelenése a
Dráva és főbb hazai mellékvízfolyásainak
vízminőségében**

Programvezető:

Dr. Tóth József egyetemi tanár

Témavezető:

Dr. Fodor István egyetemi tanár

Készítette:

Dolgosné Kovács Anita

PTE TTK Földtudományok Doktori Iskola

Pécs, 2008

TARTALOMJEGYZÉK

1 BEVEZETÉS	4
2 CÉLKITŰZÉS	6
3 A KUTATÁS MÓDSZERE	8
4 KUTATÁS-, MÉRÉSTÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉS ÉS A VÍZ KERETIRÁNYELV, MINT A JELEN ÉS A JÖVŐ KIHÍVÁSA	12
4.1 KUTATÁSOK, MÉRÉSEK ÉS ÉRTÉKELÉSEK AZ 1950-ES ÉVEKTŐL.....	12
4.2 KUTATÁSOK, MÉRÉSEK ÉS ÉRTÉKELÉSEK 1968-TÓL.....	13
4.3 KUTATÁSOK, MÉRÉSEK ÉS ÉRTÉKELÉSEK 1994-TÓL.....	19
4.4 VÍZ KERETIRÁNYELV, MINT A JELEN ÉS A JÖVŐ KIHÍVÁSA	24
4.4.1 <i>Vízminősítés a Víz Keretirányelv ajánlásai szerint</i>	29
4.4.2 <i>A Víz Keretirányelv útmutatása a felszíni vizek monitorozására</i>	32
5 A DRÁVA ÉS VIZSGÁLT (RÉSZ)VÍZGYŰJTŐ TERÜLETÉNEK TERMÉSZETI FÖLDRAJZA	36
5.1 FÖLDTÖRTÉNETI VONATKOZÁSOK, DOMBORZATI VISZONYOK	37
5.1.1 <i>Dráva</i>	37
5.1.2 <i>Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területe</i>	38
5.1.2.1 <i>Drávamenti-síkság</i>	39
5.1.2.2 <i>Belső-Somogy</i>	40
5.1.2.3 <i>Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék</i>	41
5.2 ÉGHAJLAT.....	42
5.2.1 <i>Szélviszonyok</i>	42
5.2.2 <i>Lég hőmérsékleti viszonyok</i>	43
5.2.3 <i>Csapadékviszonyok</i>	43
5.3 HIDROGRÁFIA	44
5.3.1 <i>Felszíni vízkészletek</i>	44
5.3.1.1 <i>Dráva</i>	44
5.3.1.2 <i>A Dráva (rész)vízgyűjtő mellékvízfolyásai a vizsgált területen</i>	46
5.3.2 <i>Felszín alatti vizek</i>	49
5.4 TALAJOK.....	51
5.4.1 <i>Drávamenti-síkság</i>	51
5.4.2 <i>Belső-Somogy</i>	52
5.4.3 <i>Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék</i>	52
5.5 A VIZSGÁLT TERÜLET TERMÉSZETI ÉRTÉKEINEK VÉDELME	53
6 A FELSZÍNI VIZEK MINŐSÉGÉT BEFOLYÁSOLÓ ANTROPOGÉN TÉNYEZŐK ÉS AZOK VÁLTOZÁSA A VIZSGÁLT TERÜLETEN.....	55
6.1 A KÖRNYEZETÁLLAPOT VÁLTOZÁSÁNAK GAZDASÁGI, TÁRSADALMI–POLITIKAI HÁTTERE	56
6.2 SZENNYVÍZKEZELÉS.....	61
6.2.1 <i>Szennyvízelvezetés, kezelés és elhelyezés az 1960-as évektől az 1980-as évek végéig</i>	61
6.2.2 <i>Szennyvízelvezetés, kezelés és elhelyezés az 1990-es évek elejétől</i>	66
6.2.3 <i>Szennyezőanyag terhelések alakulása</i>	74
6.2.4 <i>Egyéb szennyvízkezelő létesítmények</i>	78
6.2.5 <i>A szennyvízbírságok (vízszennyezési bírságok) alakulása</i>	80
6.3 MEZŐGAZDASÁGI TEVÉKENYSÉG	84
6.3.1 <i>Állattartás</i>	84
6.3.2 <i>Növénytermesztés</i>	92
6.4 FELSZÍNI VÍZ TÁROZÁSA, HALASTAVAK	97
6.5 BÁNYÁSZAT	98
6.5.1 <i>Uránbányászat</i>	98
6.5.2 <i>Szénbányászat</i>	99
6.5.3 <i>Egyéb bányászati tevékenységek</i>	102
6.6 HULLADÉKHELYZET.....	103
6.6.1 <i>Termelési veszélyes és nem veszélyes hulladék</i>	103
6.6.2 <i>Települési hulladék</i>	106
6.7 EGYÉB.....	114
6.7.1 <i>Anyagok gyűjtésére, tárolására szolgáló létesítmények</i>	114
6.7.2 <i>Csapadékvíz általi lemosás</i>	117

7	KÉMIAI VÍZMINŐSÉGI PARAMÉTEREK VÁLTOZÁSA	118
7.1	DOMBÓ-CSATORNA	118
7.1.1	Oxigénháztartás jellemzői	118
7.1.2	Tápanyagháztartás elemei	120
7.1.3	Mikrobiológiai jellemzők	122
7.1.4	Szervetlen mikroszennyezők	122
7.1.5	Szerves mikroszennyezők	123
7.1.6	Egyéb jellemzők	124
7.2	RINYA, BARCS-KOMLÓSDI-RINYA	125
7.2.1	Oxigénháztartás jellemzői	126
7.2.2	Tápanyagháztartás jellemzői	130
7.2.3	Mikrobiológiai jellemzők	133
7.2.4	Szervetlen mikroszennyezők	133
7.2.5	Szerves mikroszennyezők	135
7.2.6	Radioaktív anyagok	137
7.2.7	Egyéb jellemzők	137
7.3	FEKETE-VÍZ VÍZRENDSZERE	140
7.3.1	Gyöngyös-főág; Gyöngyös K-i ág; Egyesült-Gyöngyös; Almás-patak; Fekete-víz	140
7.3.1.1	Oxigénháztartás paraméterei	140
7.3.1.2	Tápanyagháztartás paraméterei	145
7.3.1.3	Mikrobiológiai jellemzők	147
7.3.1.4	Szervetlen mikroszennyezők	147
7.3.1.5	Szerves mikroszennyezők	149
7.3.1.6	Radioaktív anyagok	152
7.3.1.7	Egyéb jellemzők	152
7.3.2	Pécsi-víz	156
7.3.2.1	Az oxigénháztartás paraméterei	156
7.3.2.2	A tápanyagháztartás paraméterei	159
7.3.2.3	Mikrobiológiai jellemzők	161
7.3.2.4	Szervetlen mikroszennyezők	161
7.3.2.5	Szerves mikroszennyezők	163
7.3.2.6	Radioaktív anyagok	165
7.3.2.7	Egyéb jellemzők	165
7.4	DRÁVA	168
7.4.1	Az oxigénháztartás paraméterei	168
7.4.2	A nitrogén- és foszforháztartás paraméterei	171
7.4.3	Mikrobiológiai jellemzők	174
7.4.4	Szervetlen mikroszennyezők	174
7.4.5	Szerves mikroszennyezők	176
7.4.6	Radioaktív anyagok	177
7.4.7	Egyéb jellemzők	177
8	KUTATÁSI EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA	181
8.1	ANTROPOGÉN TEVÉKENYSÉGEK HATÁSAINAK MEGJELENÉSE A VÍZFOLYÁSOK VÍZMINŐSÉGÉBEN	181
8.2	A KUTATÁS, VÍZMINŐSÉG VIZSGÁLATÁNAK MÓDSZERÉRE VONATKOZÓ EREDMÉNYEI ÉS JAVASLATAI A JÖVŐRE NÉZVE	198
8.3	KUTATÁSI EREDMÉNYEK HASZNOSÍTÁSI LEHETŐSÉGEI ÉS A KUTATÁS TOVÁBBI IRÁNYAI	200
	KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	202
	IRODALOMJEGYZÉK	203
	ÁBRÁK JEGYZÉKE	217
	TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE	219
	TÉRKÉPEK JEGYZÉKE	220

1 BEVEZETÉS

A víz életfeltétel és természeti erőforrás egyaránt, értéke napról napra növekszik. A vízkészlet természetes körforgása során minőségi megújuláson megy át. A vízszennyezések ezt a körforgást megzavarják, és a vizek minőségében olyan változásokat idézhetnek elő, amelyek a vízben zajló természetes életfolyamatok fenntartását akadályozzák, esetenként megszüntetik. Felszíni vizeink pontszerű terhelésének növekedése 1950-től az 1970-es évek végéig meglehetősen gyors ütemű volt. Ezzel párhuzamosan megnőtt a diffúz szennyezőforrások száma és veszélyessége is, így például a szabálytalan szilárd és folyékony hulladékkezelés és -elhelyezés, a növekvő műtrágya- és növényvédőszer-használat és a különféle anyagtárolás és szállítás kapcsán. A kommunális-, az ipari- és a mezőgazdasági vízhasználatok terhelései következtében felszíni vizeink minőségének alakulása a vízminőségi paraméterek változásában is megmutatkozott.

Magyarországon, következésképpen a Dráván és főbb mellékvízfolyásain is, a szervezett módon való, rendszeres vízminőség vizsgálatok az 1960-as évek végétől, a törzshálózati rendszer keretén belül történtek. Az általános vízminősítési rendszer több változtatáson ment keresztül az elmúlt évtizedek alatt, majd 1994-től az MSZ 12749 „Magyar Szabvány – Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés” alapján folytak a vizsgálatok. A rendszer a víz kémiai alapjellemezőinek és néhány szennyezőanyagok mérésére alapján minősítette a vizet, a víz biológiai és ökológiai állapotára csupán néhány paraméter utalt. Mindebből fakadóan az évtizedek alatt hatalmas mennyiségű adat halmozódott fel a vízfolyások kémiai paramétereinek tekintetében. A Dráva folyó vízminőségi alakulásáról és az azt befolyásoló tényezőkről azonban – a többi hazai nagy folyóval ellentétben – a (rész)vízgyűjtőjének környezeti állapotára utaló néhány kutatási jelentésen és konferencia anyagon kívül meglehetősen kevés közlemény látott napvilágot.

Az Európai Unióhoz való csatlakozási szándékával hazánknak jogharmonizációs, majd a csatlakozással kötelező feladata lett „A vízügyi politika területén a közösségi cselekvés kereteinek meghatározásáról” szóló 2000/60/EK irányelv bevezetése, amely 2000. december 22-én lépett hatályba és Víz Keretirányelvként (WFD 2000; hazánkban VKI) jelent meg a köztudatban. A Víz Keretirányelv minden vizet védelem alá helyez, azzal a céllal, hogy Európában 2015-re – a fenntartható vízhasználat biztosítása mellett – minden víz feleljen meg a „jó állapot” (jó kémiai állapot és jó ökológiai állapot/potenciál) kívánta követelményeknek. A VKI egyik lényeges eltérése a korábbi monitorozó rendszerünkhöz képest, hogy nem egy adott mintavételi helyről, hanem a víztest egészéről kell információt szerezni és megadni a

víztest jellemző állapotát, sőt az állapot számszerű megbízhatóságát is. Szemlélete természetközpontú, az ökológiai feltételek fokozottan érvényesülhetnek. Teret nyit az integrált monitoring rendszereknek, a vízgyűjtő területi gazdálkodásnak, valamint a nyilvánosság bevonásának. A „jó” állapot eléréséhez vezető út munkafolyamataiban elengedhetetlen nemcsak a pontszerű, hanem a diffúz szennyezőforrások teljes körű felmérése és azok hatásainak számszerűsítésével azoknak pontos ismerete is. A fentiekből következően a VKI gyakorlati megvalósítása komoly feladatok elé állította és állítja a magyar vízgazdálkodás szakembereit.

Az előzőekben vázoltakból adódóan, a cím alapján a vízminőség témakörében a dolgozat ezer szálon futhatna mind az okok, mind a megoldások vonalán. „A társadalmi-gazdasági aktivitás területi-környezeti problémái” című doktori programon belül készült munka környezetföldrajzi témaválasztása és vonala alapvetően kettős. Egyrészt hiánypótló munka, a kevésbé kutatott és publikált Dráva és főbb hazai mellékvízfolyásairól (a Dráván az Őrtilosi és a drávaszabolcsi vízmintavételi pontok között betorkolló mintázott vízfolyások) az 1968-tól indult törzshálózati vizsgálatok kezdetétől 2006-ig összegyűlt kémiai vízminőségi adatok és azok okainak vizsgálata miatt, másrészt a múlt adatainak feldolgozásával és azok eredményeivel alapját képezi a Víz Keretirányelv szerinti kémiai vízminőségi monitoring rendszer megfelelő kialakításának, átalakításának. A téma interdiszciplinaritásából adódóan, ám a dolgozat terjedelmi korlátaiból fakadóan a disszertációban az elsőként feltárt cél kerül előtérbe. A másodikra utalások történnek, hiszen az a téma nagyságát tekintve ennek a disszertációnak a folytatásaként akár egy újabb dolgozat is lehetne.

2 CÉLKITŰZÉS

A disszertáció alapvető célja a Dráva és a Dél-dunántúli régióban a vízminőség céljából mintázott főbb mellékvízfolyásainak vízminőség vizsgálata, visszamenőleg a törzshálózati rendszer kezdetétől annak végéig, az antropogén tevékenységek hatásainak megjelenése szempontjából. További célja, hogy egyrészt alapját adja a releváns vízgyűjtő-tervezési alegységek vízgazdálkodási tervének a vizsgált vízfolyásokra nézve szennyező antropogén tevékenységek összegyűjtésével és elemzésével, másrészt a korábbi vizsgálati rendszer környezetföldrajzi alapon való áttekintésével, az adatok feldolgozásával és kiértékelésével, illetve az ezekből levont tapasztalatokkal hozzájáruljon a valóban új, VKI-nak is megfelelő kémiai monitoring rendszer ki- és átalakításához.

A fenti célkitűzések megvalósításához a dolgozat a következő módon és sorrendben ad választ:

1. Bemutatja, és röviden értékeli a vízi környezetvédelem, ezen belül a vízminőség, vízminősítés változásának, fejlődésének főbb pontjait és a jövő iránymutatását a Dráva és a főbb hazai mellékvízfolyásai példáján. Mindezt összekapcsolja a vizsgált vízfolyások vízminőségével összefüggő vizsgálatokkal, kutatásokkal és a témában megjelent publikációkkal. Ezekből adódóan túlmutat a kutatástörténeti áttekintésen, és a dolgozat témájának kiinduló pontját képezi.
2. Röviden áttekinti a Dráva és hazai (rész)vízgyűjtő területének természeti földrajzát, kiemelten a vizsgált vízfolyásokra és részvízgyűjtőikre vonatkozókat.
3. Összegyűjti és elemzi a vizsgált vízfolyások vízminőségére hatást gyakorolt/gyakorló antropogén tényezőket és tevékenységeket. Ezen belül tanulmányozza a vizsgált terület környezetállapot változásának gazdasági, társadalmi-politikai hátterét. Feldolgozza a szennyvízkezelés, a mezőgazdaság, a bányászat és a hulladéklerakás/kezelés helyzetét és annak változását a vizsgált időszakban a vizsgált terület egészét tekintve, illetve a részvízgyűjtők, továbbá a Víz Keretirányelv szerinti vízgyűjtő-tervezési alegységek szerinti bontásban.
4. Összegyűjti, rendszerezi, majd az antropogén tevékenységek hatásának megjelenése szempontjából elemzi a vizsgált vízfolyások tekintetében az esetenként 40 év alatt összegyűlt törzshálózati kémiai vízminőségi adatokat. Először az adatok alakulásának az értékelését végzi el, majd az antropogén tevékenységek hatásainak megjelenési vizsgálata kapcsán oknyomozásra kerül

sor. A disszertációnak, a környezetföldrajzi irányultsága miatt és az adatok jellegéből fakadóan nem célja (és nem is tud célja lenni) a részletes kémiai és műszaki analízis és szintézis. Végül észrevételeket fogalmaz meg, melyeket a jövő vizsgálati rendszereinek kidolgozásánál javasol figyelembe venni.

3 A KUTATÁS MÓDSZERE

A disszertáció célkitűzéseinek megvalósításához a téma interdiszciplináris jellegének megfelelően a kutatási módszerek is többfélék voltak, alkalmazkodva az adott részcélok eléréséhez. A dolgozat felépítését követve ismertetem az alkalmazott metodikákat.

- A disszertáció ***kutatástörténeti áttekintése*** a téma jellegéből adódóan igényelte a méréstörténeti, valamint a jelen és a jövő iránymutatásait is *bemutató és elemző kiegészítést*. Ez a rész tartalmazza a *szakirodalmak* és a témával kapcsolatos *joganyag összegyűjtését, áttekintését és elemzését*.
- A vizsgált terület ***természetföldrajzi adottságainak*** bemutatása többnyire *szakirodalmi áttekintés* alapján történt. *A vizsgált terület lehatárolása:* A kiinduló tényező a vízminőségi törzshálózati mintavételi pontok (1968 és 2006 évek között) elhelyezkedése volt a Dráván. Ezért az Őrtilos (VM kód: 05FF16; vízmérce; 225.00 fkm) és a Drávaszabolcs (VM kód: 05FF18; közúti híd; 68.00 fkm) mintavételi pontok között a Drávába betorkolló, vízminőség vizsgálat céljából mintázott hazai vízfolyások kerültek a vizsgálandók közé, továbbá az antropogén tevékenységek hatásának vizsgálata szempontjából, a Dráva fent megnevezett két mintavételi pontjához tartozó hazai (rész)vízgyűjtő terület. A vizsgálatok céljából ez, a vizsgált *vízfolyások részvízgyűjtőinek megfelelően került felbontásra* (a „közvetlen”-en azok a területek értendők az egyes vízfolyásoknál, amelyeken a szennyezőforrások úgy helyezkedtek el, hogy azok hatásai a releváns vízfolyáson mintavételi hely hiányában közvetlenül nem voltak vizsgálhatók). A dolgozat Víz Keretirányelvhez kapcsolódó tervezési feladatokhoz való jövőbeni gyakorlati felhasználása miatt, az antropogén tevékenységek összegyűjtésénél és értékelésénél a releváns (3-2 Rinya-mente és a 3-3 Fekete-víz) *vízgyűjtő-tervezési alegységek szerinti bontás* használata is célszerűnek látszott. A vizsgált terület lehatárolását, a vízfolyásokon lévő mintavételi pontokkal a **3.1. térkép** szemlélteti.
- Az ***antropogén tevékenységek vizsgálatához*** egyrészt össze kellett *gyűjteni, rendszerezni* a szennyezőforrásokat, másrészt *elemezni, értékelni* azokat. Szennyezőforrásnak tekinthető a VKI tükrében minden olyan tevékenység, amelyből egyszeri, folyamatos vagy szakaszos terhelés (szennyezőanyag vagy energia) éri (tényleges szennyezőforrás) vagy érheti (potenciális szennyezőforrás) az egyes környezeti elemeket – jelen esetben a felszíni vizeket. A vizsgált időszak

(1968–2006) elejére vonatkozó szennyezőforrások összegyűjtése meglehetősen problémásnak bizonyult, főképpen kutatási jelentésekből, kárelhárítási tervekből, állapotfelmérésekből és kéziratokból történt. A disszertációhoz szükséges, *feldolgozandó alapadatokhoz* a Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségen (továbbiakban DDKTVF) és a Dél-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóságon (továbbiakban DDKÖVIZIG) keresztül jutottam hozzá. (Az adatlapokon, illetve az útmutatókban megjelölt dokumentumokban közölt adatok valódiságáért az adatszolgáltatók a felelősek.) Ezek *eredetét* részletezve:

- a **szennyvízkezeléssel** kapcsolatos alapadatok forrása „A közműves vízellátási és csatornázási tevékenységek főbb műszaki–gazdasági adatai” – OSAP 1376 sz. adatlapok, Települési Szennyvíz Információs Rendszer (TESZIR), a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium (régebben KTM, majd KöM) által évente kiadott „Vizeink minősége” című kiadványok
- az **egyéb szennyvízkezelő** létesítmények alapadatainak forrásaként a Felszín alatti víz és földtani közeg nyilvántartó rendszer (FAVI) adatbázisa (a kötelezettek által benyújtott „FAVI–ENG” adatlapok feldolgozása alapján) szolgál
- az **állattartással** kapcsolatos adatok forrásai egyrészt a DDVIZIG (1986A, 1986B) Védelmi Szabályzatai, a DDKTVF (2005) Interreg III.B. tanulmánya, másrészt a FAVI adatbázisa
- a **földhasználattal és a trágyázással** kapcsolatos adatok szintén primer forrása a KSH Somogy megye Statisztikai Évkönyveinek és a Baranya megye Statisztikai Évkönyveinek vonatkozó statisztikai adatai
- a **bányászati tevékenységeknél** fellelhető adatok (térképen jelölt tevékenységek) a Pécsi Bányakapitányság által használatos nyilvántartási rendszerből származnak
- a **hulladék helyzet** tárgyalásánál az adatok többsége a hulladéklerakók adatbázisából (LANDFILL) származik, a döngutakra vonatkozók a KÁRmentesítési INFOrmációs Rendszerből (KÁRINFO) és néhány adat a Dél-dunántúli Régió Területi Hulladékgazdálkodási Tervéből
- az **„Egyéb”** fejezetben tárgyalásra kerülő *gyűjtő, tároló létesítményekre* vonatkozó alapadatok a már említett FAVI adatbázisból származnak.

A fenti forrásadatok összegyűjtése, rendszerezése és feldolgozása nagyobb feladatnak bizonyult, mint azt a kutatás kezdetén gondoltam. A szennyezőforrások adatbázisa ugyanis a vizsgált időszak első ¾-ében nem létezett, a későbbiekben pedig, az Országos Környezetvédelmi Információs Rendszerből (OKIR) származó adatok egy része, például a LANDFILL, KÁRINFO, FAVI adatok 2002 és 2004 évek közötti egyszeri felmérésen, adatszolgáltatáson alapultak, így azok egy része a vizsgált időszak végén esetenként akár elavult is lehetett. Ez utóbbi probléma a dolgozat vízminőségi oldalát tekintve elhanyagolható, ugyanis az adatbázisok tartalmazzák a szennyezőforrás működésének kezdetét – így a vízminőségre való hatásuk megjelenése becsülhetővé vált – és a vizsgált időszak végére, ha megszűntek, a jellegükből fakadóan a „hagyatékaik” megmaradtak, amelyek többnyire továbbra is potenciális szennyezőforrásokat jelentenek. A 2002–2004 közötti állapothoz viszonyítva korábban a szennyező hatásuk – a gazdasági, környezetvédelmi helyzeteket áttekintve – valószínűleg erőteljesebben jelentkezett. *A forrásadatok feldolgozása után nyert származtatott adataim (kivéve KSH megyei évkönyveiből származó adatok) elemzéséhez és az értékeléshez táblázatokat és ábrákat készítettem. A térképeket a DDKÖVIZIG alapfedvényeit felhasználva és továbbszerkesztve készítettem el ArcView (3.2 version) térinformatikai rendszer alkalmazásával. A térképekre a szennyezőforrások a tényleges (T) és a potenciális (P) jelölésekkel kerültek fel.*

- *A vizsgált vízfolyások vízminőségi* alapadataihoz a DDKTVF hatóságon keresztül jutottam hozzá. Ők biztosították számomra a *VM 2000 (Felszíni vizek minősége) program használatát*, amellyel az adatbázisban meglévő primer forrásként kezelt adatok *feldolgozását* elkezdtem. Ezzel, éves bontásban statisztikai adatlapot készítettem minden mintavételi pontra az *MSZ 12749:1993* által megadott és a hatóság által mért vízminőségi paraméterekre, majd ebből nyertem ki az értékelésnél felhasználható 90%-os tartósságú adatokat és az átlagértékeket. A vízminőség *változásának értékeléséhez a származtatott adatokból ábrákat* készítettem a fent említett szabvány paraméterei szerinti bontásban, amelyek a – terjedelmükből fakadóan – a mellékletben kerültek elhelyezésre, azonban a dolgozat szerves részét képezik. Az ábrákon egyrészt az éves adatok, ahol lehetőség volt rá, a változás trendvonala is szerepel, továbbá, az *MSZ 12749:1993 Magyar Szabvány határértékei* (megfelelő színű vonallal jelölve), illetve a VKI

által javasolt kockázatosság határértékei (nyíl és szöveg ráillesztésével) is felkerültek.

A kőolaj és termékei esetében az alkalmazott analitikai módszerek és a mérésmetodika váltás miatt, a mérési eredmények nem tudnak biztosan jellemző képet adni a vizsgált vízfolyások erre vonatkozó szennyezettségéről – bár a gyakorlati életben a vízminősítés során többnyire figyelembe vették azokat. A vizsgált vízfolyások mért értékei az analitikai problémák miatt a valódinál magasabbaknak adódhattak. A mérési módszerek közül 2003. nyaráig az MSZ 12750/23-76 szerinti UV Spektrofotometriás módszert (extrahálószer: széntetraklorid) alkalmazták. Azt követően egyedi módszerre tértek át, az MSZ 1484 sorozatú, szám hivatkozást még nem kapott szabvány tervezet 9. pontja szerinti UV Spektrofotometriára (extrahálószer: ciklohexán). Ebből fakadóan a mellékletben az ábráknál külön feltüntetésre kerültek az alkalmazott mérési módszerek is.*

- Az *értékelésnél* először a paraméterek változásai alapján a vizsgált vízfolyások kémiai vízminőségét és annak változását értékeltem, majd a vízfolyást ténylegesen és/vagy potenciálisan szennyező antropogén tevékenységek hatásainak megjelenését vizsgáltam, az előtte lévő fejezetben kapott kutatási eredményekkel összefüggésben.
- Végül a kutatási tevékenységem során nyert tapasztalatokat, észrevételeket és a javaslatokat gyűjtöttem össze röviden, a jövő „valódi” kémiai vízminőség monitorizáló és kutató rendszerével kapcsolatosan.

*: A felszíni vizekben a kőolaj és termékei általi szennyezések különböző módszerekkel mérhetők, ezek számszerű értékei nagyságrendileg is eltérő eredményt adhatnak (VARGA P. 1991). Az UV spektrofotometriás olajmeghatározást az teszi lehetővé, hogy aromás szénhidrogéneket tartalmaz a kőolaj és a belőle előállított frakciók (FEKETE J. 2003). Gondot jelent viszont többek között a kalibráció, ugyanis, ha a kalibráló oldat aromás és poliaromás összetétele eltér az extraktumétól, a valódi értékhez képest akár nagyságrendekkel is eltérő eredményt kaphatunk (FEKETE J. – RITZ F. 2003). Tovább bonyolítja méréseket, hogy az extraktumok az ásványolaj származékok mellett nem nyersolaj termékeket, például huminanyagokat, növényi olajokat is tartalmazhatnak. (T. NAGY M. et al. 2004).

4 KUTATÁS-, MÉRÉSTÖRTÉNETI ÁTTEKINTÉS ÉS A VÍZ KERETIRÁNYELV, MINT A JELEN ÉS A JÖVŐ KIHÍVÁSA

A vízkészletek megőrzése, a vízhasznosítás, az árvíz - és belvízvédelem, a folyó- és tószabályozás, az emberi igények kielégítése folyamatos változáson megy keresztül. Az idő előrehaladtával, a vízgazdálkodás emberekkel való kapcsolatrendszere egyre komplexebbé vált. A XIX. századbeli vízgazdálkodás elsődlegesen a vízepítésen, a folyószabályozáson, a vízi infrastruktúra fejlesztésén alapult, majd az 1950-es évektől ezek mellett megjelentek a környezetvédelmi gondolkodás és fejlesztés csírái is. A vízminőségi vizsgálatok a vízgazdálkodás és a környezetvédelem témakörébe egyaránt sorolható problémákat tartalmaznak, ezáltal interdiszciplináris szemlélet kialakulását követelték meg. A kutatástörténeti áttekintést a vízi környezetvédelem és ezen belül a vízminőség, vízminősítés változásának, fejlődésének főbb pontjai alá csoportosítva végzem el. Az egyes pontokon belül kiemelem a Dráva és főbb mellékvízfolyásainak vízminőségére vonatkozó kutatásokat.

4.1 KUTATÁSOK, MÉRÉSEK ÉS ÉRTÉKELÉSEK AZ 1950-ES ÉVEKTŐL

A vízminőségvédelem kérdésköre szervezett formában az 1950-es években vetődött fel először. A vizek szennyezésének tilalmát már 1952-ben kimondta a vízjogi engedélyezésről szóló minisztertanácsi rendelet, de ehhez még semmiféle szankció nem tartozott. Ebben az időben a helyes vízgazdálkodás fogalma nagyon egyszerűen a szennyvizek összegyűjtésének, tisztításának és ártalommentes elhelyezésének igényében merült ki (NAGY L. szerk. 1971). Az 1961-ben kiadott kormányrendelet már átfogóbb módon próbálta szabályozni a vízminőségvédelmet. Az 1964-ben elfogadott Vízügyi IV. Törvény összefoglalóan intézkedett a vizek minőségének védelméről és a vízszenyvezők szennyvízbírságával kapcsolatban is nyilatkozott. A káros vízszenyvezések elleni küzdelem szervezeti alátámasztását szolgálta az Országos Vízügyi Főigazgatóság által 1962-ben felállított vízminőségvédelmi szervezet, a területi – jelen esetben a Dél-dunántúli Vízügyi Igazgatóság szervein belül a Vízminőségi Felügyelet. Ez 1966-ban a Központi Vízminőségi Felügyeleti egységbe épült be. Felismerték a vízkészletek minőségi és mennyiségi védelmének, illetve a „természetes vízminőség” helyreállításának szükségességét. A vízminőségvédelmi szervezet kialakítása a területi laboratóriumok kiépítésére támaszkodott (NAGY L. szerk. 1971). Bár KÁDÁR L. (1971) szerint 1960-ra már minden Igazgatóságnak volt laboratóriuma, amit alátámaszt, hogy az 1965-ös Dél-Dunántúlra vonatkozó Vízgazdálkodási

Kerettervben 1960-as adatok alapján találtam vízminőségi értékelést és térképet. 1963-ban a 31/1962. (V. 18.) OVF sz. utasítás alapján létrejött a vízminőségi figyelő- és jelentéshálózat (OVF 1965). LÁSZLÓFFY W. (1971) szerint a vízfolyások vizének minőségét a víz eredeti természetes összetétele – amely a geológiai viszonyok eredője – és a víz természetes vagy mesterséges szennyeződése, illetve az öntisztulás folyamata határozza meg. KÁDÁR L.-hez (1971) hasonlóan leírta, hogy a vizek minősítésének alapja az oxigénfogyasztás. Ez a XXI. század emberének szemével nézve elfogadhatatlan. 1965-ben az addigi mérésekre alapozva az ország legsúlyosabban szennyezett vízgyűjtőire regionális vízminőségvédelmi tervek készültek, így a Pécsi-víz – Fekete-víz vonatkozásában is (NAGY L. szerk. 1971). A Pécsi-víz LÁSZLÓFFY W. (1971) a miskolci Szinvával együtt „valóságos kloákának” nevezte. A már említett Dél-Dunántúl Vízgazdálkodási Keretterv (DDVGK) 1965-ben látott napvilágot. A vízfolyások minőségi vizsgálatával kapcsolatban itt találtam a VITUKI által feldolgozott 1960-as adatokat (az oxigénháztartás és a coli-szám alapján való minősítés szerint). A terület jelentősebb felszíni vizei közül példaként kiemelve a Drávát, a kémiai és bakteriológiai jellemzés szerint: „alacsony keménységű, Na%-a és oldott sótartalma miatt minden célra alkalmas; bakteriológiai szempontból kissé szennyezett, de azért még megfelelő kezelés és fertőtlenítés után ivó és élelmiszeripari vízellátás céljára felhasználható; fürdés és vízi sportokra alkalmas” (OVF 1965). A DDVGK vízminőség tekintetében a főbb vízfolyások mellett tartalmazta a kisvízfolyások és vízgyűjtőterületeiknek rendezési tervét is, illetve a települések, ipartelepek csatornázása és a vizek tisztaságának kapcsolati rendszerét is. Egyébként a fejlesztési időszak végén a felszíni vizek szennyezettségi állapotára vonatkozóan szintén a VITUKI közölt hivatalosan adatokat. Összességében erre az időszakra a vízminőség vizsgálatok vonatkozásában megállapítható, hogy fő cél a vizek általános közegészségügyi szempontból való minősítése volt. A „szolgálati használatra” való kézirat nem tett javaslatot a vízminőség vizsgálatok és a minősítés fejlesztésére.

4.2 KUTATÁSOK, MÉRÉSEK ÉS ÉRTÉKELÉSEK 1968-TÓL

KÁDÁR L. (1971) munkája szerint a vízminőségvédelmi munkák alapfeltétele a vizek minőségének egységes módon való értékelése és nemzetközi szinten való elfogadottsága. E célból 1967-ben a KGST Vízügyi Vezetőinek Értekezlete ideiglenes használatra ajánlotta az egységes vízminőségi kritériumok és -normák valamint osztályozásuk elvét, rendszerét. Az osztályozás alapja – a vízvizsgálati eredmények és jellemző határértékek figyelembevételével – a különböző vízhasználók által támasztott minőségi igény meghatározása volt. Az új

vízminőségi normák bevezetésében az is közrejátszott, hogy a fentiekben említett szabályozások ellenére a felszíni vizekbe továbbra is jelentős és már kis mértékben is káros szennyezőanyagok is bejutottak, ám ezek jelenléte csupán az oxigénháztartás mutatói alapján nem volt kimutatható. Ilyen vízi-környezetvédelmi meglepetés, „sokk” volt például az 1965-ös balatoni tömeges halpusztulás. (PÁSZTÓ P. 1998; FODOR I. – BODNÁR L. – LEHMANN A. 1999; FODOR I. 2001; NAGYMEGYERINÉ MEGYERI M. 2004) Ez az útmutató a vízminőségi komponenseket az oxigénháztartás, az ásványi anyagtartalom és a különleges mutatók (szennyezettségre utalók) csoportjaiba sorolta, amelyekben minden paraméterhez 1-1 határérték tartozott. A minősítés során minden mutatócsoport külön-külön kapta a minősítést, vagyis az I.–IV. osztályba sorolást (I.: tiszta víz; II.: kissé szennyezett víz; III.: szennyezett víz; IV.: nagyon szennyezett víz), az eredményt a vízminőségi térképen ábrázolták (KÁDÁR L. 1971).

Magyarországon 1968 és 1972 közti időszakra tehető az országos felszíni vízminőségi törzshálózati rendszer kialakítása, illetve a szennyezőforrások rendszeres vizsgálata. Ezek mellett ún. célvizsgálatok is indultak, főképpen kutatási munkák keretében. A törzshálózati vizsgálatok állandó szelvényekben, állandó komponensekre és meghatározott gyakorisággal történtek, az eredményeket a KGST ajánlásai, majd korszerűsített változata szerint és az OVH által kidolgozott módszerrel mérték és értékelték (KATONA E. szerk. 1984). A KGST minősítés – mint már említettem – három paramétercsoportot vizsgált, és csoportonként négy osztályba sorolta a vizet, bár ez a gyakorlatban tulajdonképpen három osztályt jelentett, ugyanis a IV. osztály tulajdonképpen már szennyvíz kategóriát takart. Ebben a rendszerben (OVF 1966) a közületi, az ipari és a mezőgazdasági vízhasználatok szerint külön-külön történt a víz osztályozása. A vizsgálati eredmények számítógépes nyilvántartásának bevezetésére 1975-től került sor (NAGYMEGYERINÉ MEGYERI M. 2004), amelynek a vízminőség szabályozás-tervezésben való felhasználásának fontosságára az OVH (1981) szintén felhívta a figyelmet. BOGÁRDI J. (1975) szerint a minősítéshez az értékek legalább évi 85–90%-os tartóssága szolgálhat alapul; illetve a vízminőség szabályozást az élővizek osztályba sorolása – amely az ún. folyó-határértékek felállítása – határozza meg. Az OVH, 1981. január 1.-től új törzshálózati, vizsgálati és háromkategóriás (tiszta, szennyezett, erősen szennyezett víz) minősítési rendszert vezetett be. Ennek a lényege a mintavételi helyek csökkentése (300-ról 120-ra) volt a gyakoriság növelése érdekében (KATONA E. 1982). Az OVH kezdeményezésére 1983 és 1985 között készültek el a vizek minősítésével kapcsolatos szabványok és műszaki irányelvek (SOMLYÓDI L. – HOCK B. – GORZÓ GY. 1990). Több munka (KATONA E. 1982, KATONA E. szerk. 1984, KATONA E. szerk. 1989) is felhívta a figyelmet az előző és az új

vizsgálati rendszerek hiányosságaira, a minősítési rendszer hibáira. Többek között leírták, hogy a minősítésnél külső tényezőket is figyelembe kell venni; a mintavétel időpontjában rögzített tényezők szerint kategóriákat kell felállítani és az értékelés során a szelvényben mért számszerű eredményeket, ezekbe kell besorolni és ún. kategóriaátlagokat képezni. Mértékadó vízminőségi értéknek célszerű a legrosszabb kategóriaátlagot tekinteni. KATONA E. szerk. (1989) szerint a KGST korszerűsített minősítési rendszere megalapozta és elindította Magyarországon a saját értékelési és minősítési rendszert, a későbbiekben az integrált követelményrendszer kidolgozását és használatát. Feltárta, hogy a törzshálózati vizsgálati rendszer eredményei alapján a természetes vizek minősége és minősítése ugyan elvégezhető, ez azonban csak a vizsgált időszakra vonatkozó állapotot rögzíti. A vízminőség változás megítéléséhez így (legalább) tízéves adatsorok alapján tendenciavizsgálatokat, illetve szennyezőanyag terhelési vizsgálatokat is kell végezni; és hogy a tendenciák alakulására a hidrológiai és a hidrometeorológiai viszonyok is jelentős hatást gyakorolnak. A tulajdonképpen tisztán kémiai alapú vízminősítést FELFÖLDY L. (1974; 1980; 1987) munkáiban a biológiai vízminősítés módszereivel egészítette ki. E szerint biológiai vízminőségnek nevezzük a víz tulajdonságai közül azokat, amelyek a vízi ökoszisztémák életében fontos szerepet játszanak, létrehozzák és fenntartják azokat. A biológiai vízminőség jelenségeit, változásait és mutatószámait négy fő csoportba sorolta, ezek a halobitás, a szaprobitás, a trofitás és a toxicitás. Mind a négy tulajdonságcsoporthoz külön-külön 0–9 fokozat állapítható meg. Ha ezeket a számokat az adott sorrendben egymás után írjuk, akkor egy négyjegyű számmal megadható a vizsgált víz biológiai minősítése (FELFÖLDY L. 1974). Az 1974 és 1994 közötti időszakra vízminősítés témakörben WOYNAROVICH E. is írt (2003) – kissé cinikus hangnemben –, elsősorban FELFÖLDY L. 1974-ben megjelent Biológiai vízminősítés című könyvének mondatait elemezve. Szerinte a könyvnek csak a címe tartalmazza a biológiai jelleget, a tartalma nem. WOYNAROVICH E. (2003) vízminőségre vonatkozó meglehetősen kemény kritikája elgondolkodtató: „Nem tudni, hogy vizeink rossz minőségének akkori állapota tette-e szükségessé” a KGST útmutató szerinti liberális biológiai minősítést, vagy ez a minősítési rendszer és annak normatívái okozták azt, hogy vizeink – és kiemelten a Balaton – vízminősége 1974 után rohamosan tovább romlott. A főként kémiai meghatározásokra alapuló (az élőlények viszonyait tekintetbe nem vevő) minősítés bátorította fel a szennyezés előidézőit, vagy nyugtatta meg az illetékeseket, hogy még eltűrhető vizeink állapota. A későbbiekben a KGST biológiai módszereit GULYÁS P. (1983) foglalta össze egy kötetben (a kötet lektora FELFÖLDY L. volt).

A témával kapcsolatos további szakirodalomban (SOMLYÓDI L. – HOCK B. – GORZÓ GY. 1990) javaslatot tettek a felszíni vizek értékelésének korszerűsítésére. Többek között megállapították, hogy nemzetközi viszonylatban Magyarországon a „leglazább” a minősítés alapjául szolgáló 80%-os tartósságú érték. Javasolták, hogy az osztályhatárokat egyértelműen 95%-os tartósságú értékekhez viszonyítsuk. Tárgyalták a több komponenst egy számba integráló vízminőségi index alkalmazási lehetőségeit. Rámutattak arra, hogy előfordulhat az, hogy amíg az integrált követelményrendszer szerinti minősítés például a vízhasználatot nem korlátozza, addig a közegészségügyi szempontból megállapított vízminőség korlátozó hatású. Felhívták a figyelmet arra, hogy a „szennyezéscentrikus és humán vízhasználatot” előtérbe helyező szabványok és iránymutatások ugyan tartalmazznak ökológiai elemeket, azonban „alkalmatlanok a természetvédelmi területek vizeinek és a speciális vízminőségű és vízhasználatú felszíni vizek minősítésének a megítélésére”. Javasolták, hogy az új vízminősítés a régi KGST minősítéshez hasonlóan komponenscsaládokat határozzon meg és azokon belül a legrosszabb minősítést kapó legyen az osztályhatározó. Az 1985-ös szabvány ugyanis több komponens együttes értékelése esetén lehetővé tette egyes komponenseknek a minősítésből való kihagyását, ami azonban meglehetősen szubjektív, a valóságot nem tükrözi. A tanulmány újragondolásra ítélte a vízminőségi térképek készítésének módszereit és a mintavételi helyek számát, illetve a mérendő paraméterek körét is. Az egyre inkább tért hódító környezettudatos szemlélet vízminőség témakörében SOMLYÓDI L. – HOCK B. publikációit (1985; 1988; 1991) leljük fel. Ezek mellett a VITUKI Rt. kiadásában megjelent „Magyarország vízkészleteinek állapotértékelése” (LIEBE P. szerk. 1994).

A Dráva szelvényeiben 1968-tól az országos felszíni vízminőségi törzshálózati rendszer keretén belül a Dél-dunántúli Vízügyi Igazgatóság végezte a rendszeres méréseket. 1968–1982-ig a Dráván három szelvényből történt mintavétel (VITUKI 1978). Az évente végzett vízminőségi vizsgálatok számát helyét és gyakoriságát a következő táblázatban foglaltam össze.

4.1. táblázat: A vízmintavételek helye és száma (db) 1968 és 1982 között a Dráván

Vízmintavétel helye	1968	1969	1970	1971	1972	1973	1974	1975	1976	1977	1982
Órtilos (vízmérce)	12	12	23	21	20	22	21	11	12	12	52
Barcs (közúti híd)	13	11	50	52	48	52	49	60	52	51	52
Drávaszabolcs (közúti híd)	24	24	23	21	20	23	22	60	54	49	52

(Forrás: OVH 1972; VITUKI 1978 adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Amint a táblázatból is látszik, a mintavételezéseket és a vizsgálatokat 1982-ben már heti rendszerességgel végezték. 1982–1994-ig csak a barcsi és a drávaszabolcsi szelvényből történt a mintavétel, mivel az Őrtilosnál vett minta néhány mérés szerint nem a Dráva, hanem a Mura vízminőségét tükrözte. A vizsgált paraméterek száma is változott a dologi, műszaki lehetőségek tükrében. 1990-től negyedévente a vizek nehézfém tartalmának meghatározása is kezdetét vette. A Vízügyi Igazgatóságok átszervezését követően 1990-től a Dráva vízminőség vizsgálata a Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség feladata lett.

4.2. táblázat: A törzshálózati rendszer keretében vizsgált vízminőségi alap-paraméterek a Dráván

Csoport	Paraméter
Oxigénháztartás mutatói	oldott oxigén; oxigéntelítettség%; (KOI _{ps} ; KOI _k ;) BOI ₅ , kén-hidrogén tartalom, biológiai állapot (szaprobítás) *1970-től
Ásványi mutatók	összes keménység; kalciumion; magnéziumion; kloridion; szulfátion; összes oldott sótartalom; összes lebegőanyag tartalom
Egyéb mutatók	ammóniumion; nitrátion, pH; összes vas; összes mangán; vízgőzzel illanó fenolok; detergens; cianidion; hőmérséklet, szag és íz; szín; olajok; coli-titer; kórokozó csírák

(Forrás: OVF 1966 adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

KISS GY. 1974-ben megjelent *Vízgazdálkodás és környezetvédelem Baranyában* című tanulmányában Baranya megye vízfolyásainak vízminőségi helyzetét jellemezte röviden. Leírta, hogy a magyar–jugoszláv vizsgálatok alapján a Pécsi-víz és a Fekete-víz hatása a Drávában (KGST módszerek alapján összességében III. osztályú) már nem jelentkezik, viszont annál inkább érezhető az osztrák iparvidék szennyvizeivel terhelt Mura hatása. Javulást az osztrák vízminőségvédelmi intézkedésektől remélt. A vízgyűjtő legszennyezettebb vízfolyásának a Pécsi-vizet nevezte meg. MAJORLAKI J. (1974) tanulmánya szerint mind a Pécsi-víz mind a Fekete-víz minőségének eredményes megjavítása érdekében a regionális vízminőségi terv (1970–1985.) első időszakában rögtön fel kell számolni a lemaradást. UHERKOVICH G. (1974) Baranya hidrobiológiai problémáiról írt. Megállapította, hogy a korszerű vízgazdálkodás feladatai csak megfelelő vízminőség vizsgálati adatokkal és vízminősítéssel oldhatók meg. Véleménye szerint kézenfekvőnek látszik egy olyan rendszer kifejlesztése, amely a fizikai és kémiai módszerek és azok eredményei mellett és azokat felhasználva tulajdonképpen hidrológiai módszerekkel ad választ a vizek szennyezettségének a kérdésére. Felhívta a figyelmet a vízminőség vizsgálatokat végző különböző laboratóriumok (VIZIG, KÖJÁL, akadémiai hidrológiai labor) összefogásának és így a kutatási eredmények hatékonyabb és komplexebb felhasználásának lehetőségére, azonban Magyarországon ettől a komplex szemlélettől függetlenül, talán el is határolódva a „hivatalos” vízminősítés az 1970-es évtől indított szaprobiológiai vizsgálatoktól (szaprobítás index plankton alapján) eltekintve – mint a fentiekben már említettem – tulajdonképpen csak a kémiai paraméterek adatain alapult.

A Dráván a biológiai kutatások tekintetében, az első tudományos adatok Uherkovich G. nevéhez köthetők, az alga flóráról, az 1966 és 1967 illetve 1968 és 1972 közti időszakokra vonatkoztatva. A vizsgálatokat az általa kifejlesztett reptációs módszernek nevezett eljárással végezte. Az összefoglaló tanulmány (UHERKOVICH G. 1979) 490 algataxon és 13 egyéb mikrofiton-szerkezet drávai előfordulási viszonyait mutatja be (OLDAL M. 2006). A Dráva mente zoológiai kutatásai az 1970-es évektől folytak, több tanulmánykötet is megjelent UHERKOVICH Á. szerkesztésében. A kutatások 1989-ig lassabban, aztán az előzőeknél nagyobb léptékben haladtak. A Dráva folyó országhatár helyzete miatt a tudományos kutatások végzése is jelentős (nem szellemi) nehézségekbe ütközött.

A Dráva esetében – hiszen határvíznek tekinthető – mindenképpen szükség volt a nemzetközi vízvizsgálatokra is. A tényleges munka 1966-ban a Dráva, Mura, Duna, Tisza folyók és a Baja-Bezdáni csatorna, valamint a Kígyós-vízfolyás vízminőségével foglalkozó vízminőségi Albizottság megalakulásával kezdődött meg, amelyet a már 1955-ben megalakult Magyar–Jugoszláv Vízgazdálkodási Bizottság hozott létre (VGI 1984). A közös vizsgálatok módjainak megtárgyalására, megegyezésekre igen nagy szükség volt. Az albizottsági javaslatra a Magyar–Jugoszláv Vízgazdálkodási Bizottság elfogadta a Dráva (illetve a fenti folyók, csatorna, vízfolyás) vízminőségi vizsgálati programját és a Dél-dunántúli Vízügyi Igazgatóságra bízta a Dráva nemzetközi vízminőség vizsgálatát. 1966–1977-ig évente négy alkalommal történt közös mintavételezés a Dráván (és a Murán), a minta közös laboratóriumi feldolgozását 2-2 alkalommal a magyar, illetve jugoszláv oldalon végezték el. A mintavételi helyek a következők voltak: Mura (Letenye–Gorican közötti híd); Dráva (Drávaszabolcs–Donji Miholjac közötti híd, közép-, jobb-, baloldaltól). A vizsgálati komponensek a KGST útmutatója szerinti, a Magyarországon használatosak voltak, de biológiai állapotot nem mértek. A minősítési határértékek a téli, tavaszi, nyári és az őszi negyedekben előforduló legkedvezőtlenebb értékek számtani átlagai lettek, amelyeket összevetettek az adott minősítési táblázatban foglalt normatívákkal. Az 1970-es évektől kísérleti jelleggel trendszámítások is történtek oldott oxigénre, KOI_{ps} -re és BOI-ra a magyar fél részéről a drávaszabolcsi szelvényben (illetve a Murán Letenyénél). 1978–1989-ig szintén a fent említett helyeken történt a mintavétel, azonban már évi 12 alkalommal. Negyedévente 1 alkalommal jugoszláv, 1 alkalommal magyar területen történt mintavétel és 1 alkalommal közös mintavételre került sor. A mintákat mindkét fél külön-külön dolgozta fel. Az adatok egyeztetése félévente történt, a vizsgálati eredmények értékelését az évenkénti albizottsági ülések keretében végezték el. Ekkorra a vizsgálati paraméterek körét is kiegészítették: 1979-

től időszakosan, majd 1986-tól rendszeresen mértek nehézfémeket; 1982-től összes nitrogént és összes foszfort. 1984-től a fent említett trendszámításokat folytatták, a magyar és jugoszláv fél közös, illetve saját törzshálózati eredményeik alapján. A magyar fél a Drávaszabolcs–Donji-Miholjac szelvényből, a jugoszláv fél a Letenye–Gorican (Mura) szelvényből vett mintákból nyert adatokkal dolgozott. A trendeket egymás rendelkezésére bocsátották. 1989 és 1992 között politikai okok miatt csak a magyar fél végzett vízminőségi vizsgálatokat a fenti mintavételi helyeken, a horvát fél annak adatait elfogadta. 1988-tól a fent említett trendszámításokat a magyar fél tovább folytatta, kiegészítve a paramétereket az ortofoszfát-foszforral és a szerves nitrogénnel is. 1992-től tovább folytatódtak a közös mintavételezések és vízminőség vizsgálatok, trendszámítások. Az 1995-ben megalakult Magyar–Horvát Vízgazdálkodási Bizottság Albizottsága is elfogadta az előző bizottság keretein belül folyt vizsgálatok paramétereit és rendjét. A fentiekből is talán kitűnik, hogy a nemzetközi vízminőség vizsgálatokról és azok eredményeiről tulajdonképpen csak kutatási jelentések és szóbeli visszaemlékezések szólnak, publikációk nem igazán jelentek meg. Van azért kivétel is, STUNDL K. (1976) tanulmányában írt a Mura és a Dráva nemzetközi vízvizsgálatairól, a módszerek és mérések problémáiról, amelyeket a Mura- illetve Dráva-Bizottságok által megbízott osztrák és jugoszláv szakértőkből álló kutatócsoport végzett. (A Dráván 1964 óta végeztek ilyenmód vizsgálatokat.) A vízminőség meghatározásában már nem csupán csak a kémiai, hanem egyes biológiai kritériumokat és a vízfolyások vízrajzi viszonyait is figyelembe vették. A minőségi osztályok Ausztria és Jugoszlávia közös megegyezése alapján a módosított Liebmann-féle szaprobia rendszeren alapultak.

4.3 KUTATÁSOK, MÉRÉSEK ÉS ÉRTÉKELÉSEK 1994-TŐL

1994. január 1-én lépett életbe Magyarországon az MSZ 12749:1993, azaz a „Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés” szabvány alapján történő vízminősítés. A szabvány tartalmazza a mintavétel módját, az országos törzshálózati mintavételi helyeket, a mintavételi gyakoriságot, a vizsgálandó jellemzőket, a minősítési határértékeket, a vízminőségi osztályok jellemzését és az egyes osztályok térképen való megjelenítésének módját. A szabványnak nem tárgya a konkrét vízhasználatok szerinti és a biológiai vízminősítés. A következő táblázatban a vízminősítés alapjául szolgáló vízminőségi jellemzőket helyeztem el.

4.3. táblázat: Meghatározandó paraméterek az MSZ 12749:1993 alapján

Vízminőségi jellemzők		
A csoport: az oxigénháztartás jellemzői	Oldott oxigén; Oxigéntelítettség; Biokémiai oxigénigény (BOI ₅); Kémiai oxigénigény (KOI _{ps}), (KOI _k); Összes szerves szén (TOC); Szaprobítási (Pantle-Buck) index	
B csoport: a nitrogén- és foszforháztartás jellemzői	Ammónium-nitrogén (NH ₄ -N); Nitrit-nitrogén (NO ₂ -N); Nitrát-nitrogén (NO ₃ -N); Szerves nitrogén; Összes foszfor, Ortofoszfát-foszfor (PO ₄ -P); a-Klorofill	
C csoport: mikrobiológiai jellemzők	Coliformszám 1 ml-ben; Fekális coliformszám 1 ml-ben; Fekális streptococcus 1 ml-ben; Salmonella 1 l-ben; Összes telepszám 37°C; Összes telepszám 22°C	
D csoport: mikroszennyezők és toxicitás	D₁ csoport: szervetlen mikroszennyezők	Alumínium; Arzén; Bór; Cianid; Cink; Higany; Kadmium; Króm; Króm(VI); Nikkel; Ólom; Réz
	D₂ csoport: szerves mikroszennyezők	Fenolok; Detergensek (anionaktív, nemionos); Kőolajszármazékok (kőolaj és termékei, PAH-ok, benz(a)pirén); Illékony klórozott szénhidrogének (kloroform, szén-tetraklorid, triklór-etilén, tetraklór-etilén); Peszticidek; PCB-k; PCP
	D₃ csoport: toxicitás	Daphniateszt; Csíranövényteszt; Statikus halteszt
	D₄ csoport: radioaktív anyagok	Összes β-aktivitás; Cézium ¹³⁷ ; Stroncium ⁹⁰ ; Trícium
E csoport: egyéb jellemzők	pH; Fajlagos vezeték (20 °C-on); Vas; Mangán	
	Víz hőmérséklet; levegő hőmérséklet; összes lebegőanyag; Zavarosság; Lúgosság; Keménység; Nátrium; Kálium; Kalcium; Magnézium; Karbonát; Hidrogén-karbonát; Szulfát, Klorid	
	Szín; Szag; Átlátszóság	

(Forrás: MSZ 12749:1993 alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A mintavételek gyakorisága vízfolyásonként változott, 6–52 minta/év között. A minimálisan vizsgálandó paraméterek szempontjából a szabvány a szelvényeket ii, iii, iv jelekkel látta el. A betűjelek jelezték, hogy melyik szelvényben milyen vizsgálatokat kell kötelezően elvégezni. Az értékelés és minősítés elvégzése során mértékadónak a 90%-os tartósságú értékeket tekintjük, illetve egy-egy komponens csoporton belül a komponensenként adott vízminőségi osztályok közül a legrosszabb adja a csoport minősítését. Tíznel kisebb mérésszám esetén a szélső érték a mértékadó. Az integrált követelményrendszernek megfelelően a felszíni vizek öt osztályba sorolhatók (I.: Kiváló víz; II.: Jó víz; III.: Tűrhető víz; IV.: Szennyezett víz; V.: Erősen szennyezett víz). Ezek a fenti paraméterek értékeit veszik alapul (DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2007). A törzshálózati rendszer regionális és lokális mintavételi helyekkel került kiegészítésre, a vízgyűjtő vízminőségének pontosabb meghatározása céljából. WOYNAROVICH E. (2003) megfogalmazta az előző és az MSZ 12749 közös hibáját: egységes módszereket és következtetéseket alkalmaznak az álló és folyóvizekre egyaránt, és nem vizsgálják a vizek élővilágát, annak változását. FELFÖLDY L. (1974) „Vizeink minőségének a romlása minden esetben biológiai áttételen keresztül történik” megállapítását WOYNAROVICH E. (2003) kiegészítette, amely szerint a vizek minősítését fizikai, kémiai és biológiai hatásterületeken együttesen szükséges végrehajtani, mert csak így kapunk teljes képet a változásokról. Amint az a fentiekből is kiderül, ez egy egyszerű

általános minősítési rendszer, amely tulajdonképpen a kémiai paraméterek vizsgálati eredményeit veszi alapul. A szabvánnyal nap mint nap dolgozók szerint mivel nincs másik szabvány, egyelőre ezzel kell dolgozni, azonban a hiányosságai kiküszöbölésére a gyakorlatban használatos a felszíni vizek bakteriológiai, biológiai és napjainkban már az ökológiai minősítése is. A természetes vizek bakteriológiai minősítése, azaz a szennyezettségének ismerete az ivóvízre való alkalmasság és az emberi fogyasztással kapcsolatos ipari tevékenységek, például az élelmiszeripar vízfelhasználása céljából, illetve a fürdőzésre használatos felszíni vizek bakteriológiai szempontból való megfelelőségének vizsgálata nem elhanyagolandó (BENEDEK P. – LITHEÁTHY P. 1989; PÁSZTÓ P. 1998; THYLL SZ. 2000). A vízminősítésnek ezt a részét az ÁNTSZ végzi. Magyarországon 2006-ig négyféle biológiai minősítő rendszert használtak, amelyeket NÉMETH J. (1998) könyvében rendszerezett. A dolgozatban, mivel nem célozom a biológiai és az ökológiai minősítés szakirodalmának széles körű vizsgálatát (és 2000-től jelentősen megszorodtak az ezirányú kutatások – szerencsére), csak említést teszek a minősítést meghatározó főbb tanulmányokról. A biológiai vízminősítés fogalom – mint a fentiekben már említettem – FELFÖLDY L. (1974; 1980; 1987) munkáihoz köthető. Az általa kialakított minősítés négy tulajdonságcsoporthoz: a halobitáshoz, a trofitáshoz, a szaprobitáshoz és a toxicitáshoz épült, tulajdonságonként 10–10 fokozatú. Az MSZ 12749:1993 megjelenésével a biológiai minősítés alapparamétereit a Környezetvédelmi Felügyelőségek egy bizonyos szinten tulajdonképpen bekapcsolták az általános vízminősítésbe, ez az osztályozás ötfokozatú. A halobitát az E-osztálynál vizsgálhatják; a szaprobitáshoz az A-osztály, azaz oxigénháztartás értékei, határértékei utalnak; a trofitát a B-csoportban az a-klorofillal adható meg; a toxicitási értékek a D₃-alosztálynál jelennek meg. DÉVAI GY. és munkatársai (1992A; 1992B) ökológiai, sokváltozós rendszert dolgoztak ki, amelyben az egyes tulajdonságokhoz kódszámokat rendeltek. Ez a három minősítési rendszer tulajdonképpen több ponton egyezik, illetve ugyanazon komponensek alapján történik a halobitát, a trofitát, a szaprobitát és a toxicitát meghatározása. Új biológiai módszernek tekinthető a makrozoobenton család–taxon prezencia pontrendszer, ami alapján öt minőségi osztály és osztályonként 2–3 alosztály határozható meg. A magyarországi folyók biológiai minősítésének kidolgozása a makrozoobenton alapján CSÁNYI B. (1998) nevéhez köthető. Egyre inkább elterjed a bioindikáció fogalma és módszere is. Korábban a vizek biológiai, ökológiai állapotáról többnyire csak egyéni kutatások eredményei alapján tudtunk tájékozódni.

Lényegesnek tartok megjegyezni egy szervezeti problémát is, amely a Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium megalakulásához, ennek révén a

környezetvédelmi és a vízügyi feladatok szétválásához vezetett. A Környezetvédelmi Felügyelőségek Mérőállomásai látták el a vízminőségi (kémiai, biológiai) paraméterek mérését, amíg a vízmennyiségek meghatározása a Vízügyi Igazgatóságok feladata maradt, így sok esetben mind gyakorlati, mind adminisztrációs akadály adódott a vízszennyezések, haváriák pontos értékelése, illetve a kármentesítések folyamán.

1994-től a mintavételi szelvények száma újra háromra változott a Dráván (Őrtilos, Barcs, Drávaszabolcs). Ettől az évtől jelent meg a törzshálózati vizsgálatok sorában a nehézfémek rendszeres vizsgálata, az a-Klorofill, az összes nitrogén, illetve az ortofoszfát-foszfor és az összes foszfortartalom meghatározása is. A mikrobiológiai vizsgálatokat az ÁNTSZ Baranya, illetve Somogy megyei Intézetei végezték. A törzshálózati rendszer mellett a Dél-Dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség a Drávához valamiképpen köthető regionális és lokális mintavételi helyeket is kijelölt a felszíni vizek monitoring programjába.

4.4. táblázat: Kiegészítő mintavételi helyek a Dráva (rész)vízgyűjtőjének vizsgált területén

Mintavétel hely	Mintavétel gyakorisága (db/év)
Rinya (Babócsa)	26
Barcs-Komlósi-Rinya (Barcs)	12
Dombó-csatorna (Somogyudvarhely)	12
Pécsi-víz (Kémes-Cún)	26
Fekete-víz (Cún)	26
Gyékényesi kavicsbánya-tavak	8

(Forrás: DDKTVF adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Megtörtént a törzshálózati monitoring kiegészítése is:

- felszíni víz esetén: szerves mikroszennyezők, szermaradványok, hidrobiológiai adatok évi 36 alkalommal való vizsgálatával,
- mederüledék esetén: kémiai vizsgálatok, szerves mikroszennyezők, szermaradványok kiegészítő vizsgálatával évente változó mintaszámmal,
- a drávai holtágakból 24, az öt nagyobb kavicsbányatóból 13 mintavételi helyen kémiai vizsgálattal (172 db/év), illetőleg hidrobiológiai vizsgálattal.

A biológiai vizsgálatok tekintetében 2000-től újra bővült a vizsgált paraméterek köre: alga és zooplankton, makrogerinctelen, perifiton és makrovegetáció meghatározásával. Mindezek mellett a tervezett vízerőmű felett Gyékényesnél, valamint alatta Barcsnál terveztek egy-egy automata monitor állomást építeni.

a.;



b.;



4.1. ábra: A Dráva Automata Monitor Állomás Barcson a.; Vízkivételi mű b.; Műszerpark
(Forrás: KOVÁCS A. 2002A; DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2003)

A barcsi Dráva Automata Monitor Állomás (DAM) 2001.01.01-től üzemel. A DAM a vízkémiai vizsgálatok adatai mellett hidrometeorológiai adatokkal is szolgál (KOVÁCS A. 2002A; DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2003). A vízminőség vizsgáló rendszer a monitoring programok megjelenéséig az Országos Törzshálózati Rendszer keretén belül működött országos, regionális, illetve lokális mintavételi helyekkel a Környezeti Monitoring Rendszerek részeként – az esetek többségében (DOLGOSNÉ KOVÁCS A. – FODOR I. 2007). Néhány példát említve: Magyarországon először a Duna vízgyűjtőjén, a Felső-Duna Monitoring Vizsgálati Rendszer, ennek keretében Duna-völgyi Regionális Riasztórendszer (DRR); több éves előkészítést követően 1999-ben valósult meg az “Országhatárokon áterjedő szennyezések csökkentése a Duna-medence három vízgyűjtőjén” c. projekt keretében a Tisza-Vízgyűjtő Automatikus Vízminőségmérő és Riasztó Rendszer. A monitoring rendszerek létrehozásának célja volt egy olyan komplex rendszer kialakítása és üzemeltetése, amely alkalmas a térség alapállapotának a felmérésére, ellenőrzésére és a változások figyelésére (DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2005A). A Dél-dunántúli régió tekintetében kiemelendő a 2066/1999. (III. 31.) Kormányhatározat, amely „a Dráva térség környezeti és természeti értékeinek védelmével kapcsolatban elrendeli a Dráva térség részletes környezeti és természeti monitorizáló rendszerének létrehozását és működtetését”. Annak idején ennek a mozgatórugója tulajdonképpen a Novo Virje térségében létesítendő vízerőmű terve volt. Ennek kapcsán, a Dráván 2000.01.01-től lépett működésbe a Dráva Környezeti Monitoring Rendszer, amely a következő elemekből épült fel: törzshálózati vizsgálatok; holtágak és kavicsbánya tavak vizsgálata; Dráva Automata Monitor Állomás (Barcsnál); hossz-szelvény

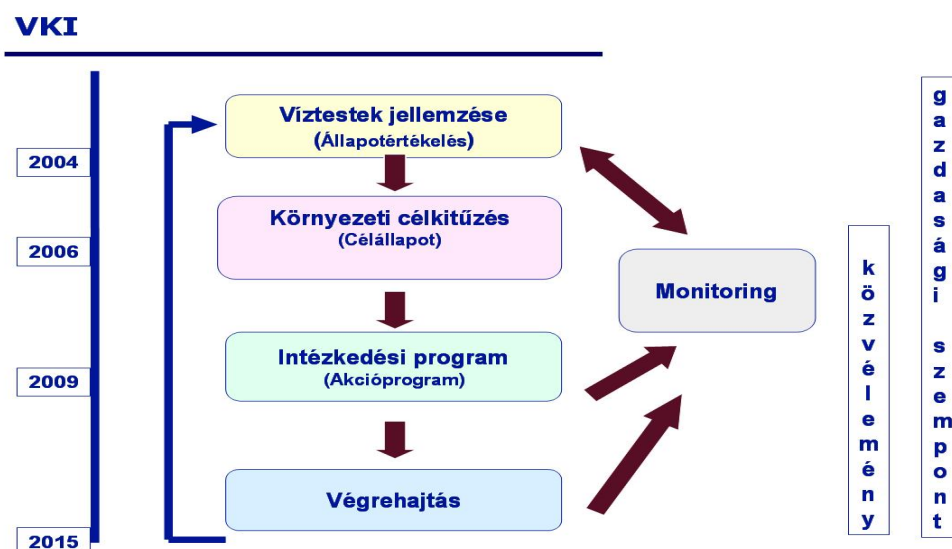
mérések és mindezt természeti monitoring tette egésszé. Ennek keretén belül került sor például 10 drávai holtág komplex állapotfelmérésére a Dévai és munkatársai által kidolgozott holtág értékelési eljárás szerint, kiegészítve néhány paraméterrel. Mindemellett a Dráva határjellegét figyelembe véve továbbra is szükség volt a nemzetközi együttműködésre, megegyezésre is, így a nemzetközi vízmintavételezések és vizsgálatok továbbra is külön folytatódtak (KOVÁCS A. 2002B; DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2003; DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2007). A fentebb már említett, tervezett vízerőmű kapcsán szükségesnek tartom megemlíteni, hogy a Dráva ebben az időben került igazán a „figyelem” középpontjába. A létesítés előnyeit, hátrányait vagy éppen a semleges hatását taglaló tanulmányok sora, például SZILVÁSSY Z. 2001; SZILVÁSSY Z. 2004; SCHMIDT J. 2007 látott napvilágot.

A 2066/1999. (III.31.) Kormányhatározat kapcsán a már 1996-ban megalakult Duna–Dráva Nemzeti Park Igazgatósága (DDNP), a Környezetvédelmi Minisztérium Természetvédelmi Hivatalának az irányításával létrehozta a Dráva Természeti Monitoring Rendszert. A monitoring rendszer célja egy olyan komplex rendszer kidolgozása volt, amely a vizsgált élőlénycsoportokon keresztül átfogó képet nyújt a DDNP természeti értékeiről és azok változásairól, azaz célként jelent meg a részletes alapállapot felvétel, a vizsgált élőlénycsoportok hosszú távú nyomon követése, a bekövetkező változások összehasonlítása, trendek felállítása és a változások okainak a felderítése. A későbbiekben a monitoring rendszer a Nemzeti Biodiverzitás-monitorozó Rendszerbe olvadt be (ZÁVOCZKY SZ. 2002). Az 1989-es évtől a természeti értékeket feltáró kutatásokhoz egyre többen csatlakozhattak, így például a Dráva mente zoológiai kutatásait 1992-től a pécsi Janus Pannonius Múzeum Természetudományi Osztálya szervezte az akkori Janus Pannonius Tudományegyetem Ökológia és Állatföldrajz Tanszékével és a Somogy Megyei Múzeum Természetvédelmi Osztályával. A kutatások eredményeképpen UHERKOVICH Á. szerkesztésében az 1995-ben megjelent a Dráva mente állatvilága I. tanulmánykötetben 33 szerző 38 cikkében 4360 állatfaj előfordulásáról írtak. Az állatfajok közül 34 faj magyarországi előfordulását először tették közzé.

4.4 VÍZ KERETIRÁNYELV, MINT A JELEN ÉS A JÖVŐ KIHÍVÁSA

A vízminőség és a vízminősítés kérdése az Európai Közösség új, vizekre vonatkozó politikájának következtében változott, illetőleg napjainkban is változik, új alapokra kerül. A változtatás célja, hogy a fenntartható vízhasználat mellett 2015-re Európában minden víz feleljen meg az ún. „jó állapot” (jó kémiai és jó ökológiai állapot) kívánta követelményeknek. Ennek érvényesítésekekppen az Európai Parlament és a Tanács kidolgozta és elfogadta „A

vízügyi politika területén a közösségi cselekvés kereteinek meghatározásáról” szóló 2000/60/EK irányelvet, amely 2000. december 22-én lépett hatályba és Víz Keretirányelvként (WFD 2000; hazánkban VKI) jelent meg a köztudatban. Ennek a végrehajtása az EK országai számára kötelező, a csatlakozásra váróknak jogharmonizációs feladat lett. A Víz Keretirányelv komplexitása, hazánkra való vonatkoztatása, céljainak elérése és főképpen az ahhoz vezető út kialakítása naponta új kihívást jelent a vízgazdálkodással foglalkozó szakemberek számára. A következő ábra a megvalósítás lehetséges rendszerét mutatja be.



4.2. ábra: A Víz Keretirányelv főbb elemeinek kapcsolatrendszere (SIMONFFY Z. 2005)

A 2000-ben megjelent „A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései” című gyűjteményes kötet tanulmányai (kiemelten: SOMLYÓDY L. 2000A, 2000D; NOVÁKY B. 2000; SIMONFFY Z. 2000A, 2000B; SOMLYÓDY L. – HOCK B. 2000B; ISTVÁNOVICS V. – SOMLYÓDY L. 2000; IJJAS I. 2000; SOMLYÓDY L. – BUZÁS K. – CLEMENT A. – LICSKÓ I. 2000B) elsőként tárták fel kellő részletességgel a magyar vízgazdálkodás helyzetét, problémáit és lehetőségeit. A Víz Keretirányelv ismertetésével, hazánkban való bevezetésével, a célokkal, az elvégzendő feladatokkal kapcsolatban több cikk, konferencia előadás is megjelent. Így például HAJÓS B. 2000, 2001; HAJÓS B. – POROSZLAI J.-NÉ 2000; SZLÁVIK L. – IJJAS I. 2000; HOLLÓ GY. 2002; SOMLYÓDY L. – HOCK B. 2000A; SOMLYÓDY L. – BUZÁS K. – CLEMENT A. – LICSKÓ I. 2000A; SOMLYÓDY L. 2000B, 2000C, 2000E; CLEMENT A. – BUZÁS K. 2001; SZEBÉNYI T. 2004.

A következőkben a Víz Keretirányelv fogalmai, útmutatásai, illetve a már megoldott feladatai közül csak a dolgozat témájához szorosan kötődőket emelem ki (bár meglehetősen nehéz határt szabni, ugyanis a jövő vízgazdálkodási stratégiájában szinte minden mindennel összekapcsolható). A VKI szerint 2015-re el kell érni a vizek „jó” kémiai és ökológiai

állapotát. Itt rögtön új fogalmak jelennek meg, amelyeket a WFD 2000 közöl. Néhányat a következő táblázatba rendezve kiemeltem.

4.5. táblázat: Felszíni vizekkel kapcsolatos új fogalmak

Felszíni víz jó kémiai állapota	A VKI-ban a felszíni vizekre meghatározott környezeti célkitűzéseket kielégítő kémiai állapotot jelenti, vagyis egy olyan kémiai állapotot, amelyben a szennyező anyagok koncentrációja nem haladja meg a VKI-ban meghatározott, valamint más európai közösségi joganyagba foglalt környezetminőségi határértéket.
Jó ökológiai állapot	A felszíni víztestnek a VKI-ban foglalt osztályozás szerint ilyennek minősített állapota.
Jó ökológiai potenciál	Az erősen módosított vagy mesterséges víztestnek előírásai szerint ilyennek minősített állapota.
Víztest	A VKI szerinti vízgazdálkodási tervezés alapegysége, ezért a VKI alapegysége is. Olyan különálló és jelentős elem, amely tulajdonságaiban bizonyos mértékig homogén.
Felszíni víztest	A felszíni víznek olyan különálló és jelentős elemét jelenti, amilyen egy tó, egy tározó, egy vízfolyás, folyó vagy csatorna, ezeknek egy része, átmeneti víz, vagy tengerparti víz egy szakasza. (Az utolsó két kategória nálunk nem releváns.)
Folyó	Olyan szárazföldi víztest, amely nagyjából a földfelszínen folyik, de amely útjának egy részén a felszín alatt is áramolhat. Ilyen értelemben minden vízfolyás folyóként jelenik meg a VKI-ban.
Vízgyűjtő	Olyan földterületet jelent, amelyről minden felszíni lefolyás vízfolyások, folyók, esetleg tavak sorozatán keresztül egyszerű, tölcser vagy deltatorolatnál a tengerbe folyik.

(Forrás: WFD 2000 alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Amint a fentiekből is látszik, a VKI alapjaiban rendezi át a fogalmakat. Véleményem szerint nem is a környezetvédelmi gyakorlatban használatos – sokszor amúgy is sűrűn változó – fogalmak alkalmazásával lesz (van) probléma, hanem az alapvető, a köztudatban ismeretes földrajzi megnevezésekkel. Mivel a szabályozás érvényben van, a természettudományi alapfogalomtár pedig nem változott, a gyakorlatban előfordulhatnak egyik vagy másik oldalról pontatlanságok és félreértések. Erre a problémára példaként több szakirodalom (SOMLYÓDY L. – HOCK B. 2000A; 2000B) a vízgyűjtő fogalmát említi. Ugyanis a hazai gyakorlat szerint, a vízgyűjtő az a térség, ahonnan a vizek összegyülekeznek (LOVÁSZ GY. 2000), míg a VKI szerinti megfogalmazásból fakadóan csak a tengerbe ömlő folyóknak van vízgyűjtőjük. E szerint akkor Magyarországon csak a Dunának van vízgyűjtője, és például a Dráva is csak részvízgyűjtővel rendelkezik.

A Víz Keretirányelv bevezetésétől kezdve, illetve azt megelőző években, a korábbi állapothoz képest jóval több tanulmány, cikk, kutatási jelentés – például: HOCK B. 1997; HOCK B. 1998A; HOCK B. 1998B; GARA NAGY K. 1999; SOMLYÓDY L. – HOCK B. – CLEMENT A. – SIMONFFY Z. 2000; SOMLYÓDY L. – HOCK B. 2000A; SOMLYÓDY L. – HOCK B. 2000B – látott hazánkban napvilágot a vízminőség témakörében. Ezek a tanulmányok többnyire a felszíni vízfolyások, holtágak vízminőségének jelenlegi (akkori) általános állapotát, illetve azt vizsgáló monitoring rendszert kutatják. Közös vonásuk, hogy a legsúlyosabb vízminőségi problémát a mikrobiológiai és a tápanyagháztartás paramétereinek adataiban látják. Felhívják a figyelmet arra, hogy a kisvízfolyások állapotára nagyobb hangsúlyt kell fektetni; ezek vízminősége a nagyobb vízfolyásokéhoz képest jóval kedvezőtlenebb. A kisvízfolyások vízminőségi problémáinak kutatása az elmúlt öt évben került előtérbe. A kutatási programok többnyire a VKI-hoz kapcsolódnak, eredményeikről többnyire a Magyar Hidrológiai Társaság

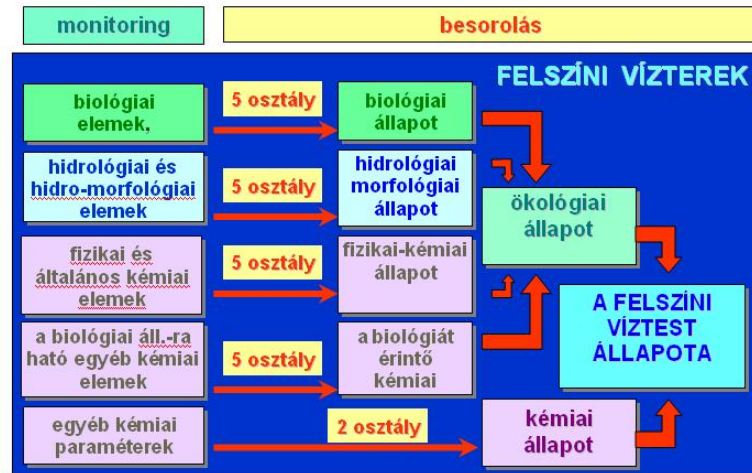
Vándorgyűléseinek köteteiben megjelent tanulmányok adnak tájékoztatást (BALOGH J. 2004; BARDÓCZYNÉ SZÉKELY E. et al. 2004; DUKAI I. 2005; LÁSZLÓ B. et al. 2006). A nagyobb felszíni vizeink vízminőség javulását a szennyvíztisztítás intenzív fejlődésével, a mezőgazdasági és ipari technológiák korszerűsödésével és a környezetbarát termékek szélesebb körű használatával magyarázzák. Kiemelik Magyarország haváriákkal szembeni alvízi kiszolgáltatottságát és ezzel kapcsolatosan a nemzetközi egyezmények súlyát. A Drávával kapcsolatban „Az EU Víz Keretirányelvnek bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén” című konferencia kötetébe számos vízkémiával (DOLGOS G. 2002), hidrológiával (HORVÁTH G. 2002), geomorfológiával (GYENIZSE P. – LOVÁSZ GY. 2002), hidrobiológiával (MAJER J. 2002; FEHÉR G. – OLDAL I. 2002, SALLAI Z. 2002, ORTMANN-NÉ AJKAI A. et al. 2002, CSÁNYI B. 2002, GUTI G. 2002) és ezek VKI-hoz való kapcsolatával foglalkozó publikáció került.

A Víz Keretirányelvnek tulajdonképpen a nevében is benne van, hogy egy irányelv és nem egy lezárt, konkrét szabályozási útmutató, így a vízminőség, vízminősítés tekintetében is a tagországoknak kell kidolgozni a megfelelő módszereket és eljárásokat. Ezzel kapcsolatban SOMLYÓDY L. – HOCK B. (2000A; 2000B) kritikaként kiemelik, hogy a vízminőség VKI-ben való kitüntetett szerepe „csak látszólagos”, ugyanis például nincsenek megnevezve a mérendő komponensek, nincs befogadó vízminőségi kritérium – vagy célállapot – rendszer és nincs megadva a vízminősítési rendszer alapja sem. A vízminőségi célállapot meghatározásával a KGI (1997) és JOLÁNKAI G. – BÍRÓ I. (2001) tanulmányai is foglalkoznak. A fogalom meghatározása a következő: „Egy adott víztest vízkémiai, bakteriológiai és biológiai paraméterekkel – azok számszerű értékeivel – vagy azokból képzett mutatókkal (indexekkel) rögzített olyan állapota, amit az adott vízgyűjtő és vízrendszer fenntarthatónak tekintett vízhasználatához elérni kívánunk”. JOLÁNKAI G. – BÍRÓ I. (2001) megállapítják, hogy a vízminőség szabályozás legfőbb célja egy hosszútávon fenntartható „vízminőségi célállapot” meghatározása, és az eléréséhez szükséges szennyezőanyag terhelés csökkentési stratégiák megtervezése. Problémaként merül fel, hogy sem a vízminőségi célállapotot, sem az azt kiváltó–befolyásoló terhelhetőséget az adott vízrendszerre és a szennyező forrásaira készített vízminőségi modell nélkül nem lehet megállapítani. A modellezés viszont egyrészt számtalan lehetőséget nyújt, másrészt veszélyt is rejt a túl sok paraméter használatából fakadóan (CSÁNYI B. szerk. 1978). Véleményem szerint korábban a modellezésnek a megfelelő modellek hiánya, napjainkban az azokhoz szükséges (főképpen biológiai) adatok hiánya vagy összegyűjtésének bonyolultsága szab gátat. Bár, az utóbbi években főképpen a hidrobiológiai kutatásokban előszeretettel használják az új többváltozós elemző módszereket.

A téma kerekességét célozva fontosnak tartok itt megemlíteni még néhány, a VKI bevezetésével kapcsolatos alapismereti adatot, bár ezek a jövőben valószínűleg a természetföldrajzi résznél kerülnek lejegyzésre. A VKI indítását követően az elsődlegesen fontos feladatok közé tartozott a vízgyűjtők, részvízgyűjtők víztest lehatárolása (abiotikus paraméterek alapján), a víztest tipológia kialakítása, továbbá a víztestek ebbe való besorolása. A hazai felszíni víztér tipológiai elemeinek meghatározásával több tanulmány (SZILÁGYI F. 2002; SIMONFFY Z. 2005) is foglalkozik. A víztest tipológiához Magyarország a „B” rendszert alkalmazza a vízfolyások (folyók) kategóriájában. Természetes eredetű vízfolyásokon 876 víztestet jelöltek ki, így a 150 mesterséges víztesttel együtt a vízfolyásokon található víztestek száma 1026 (GAYER J. szerk. 2005). Kiemelendő még, hogy a VKI célja a referencia viszonyok pontos megteremtése referencia víztestek kijelölése révén (SZILÁGYI F. 2005). A Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a **4.1. térkép** szemlélteti a víztestek tipizálását.

4.4.1 Vízminősítés a Víz Keretirányelv ajánlásai szerint

A VKI alkalmazása során fontos feladat a víztestek jellemzése, majd az állapotának osztályozása. A Víz Keretirányelv szerinti vízminősítés lehetőségét a következő ábra szemlélteti.



4.3. ábra: A vizek minősítése a VKI szerint (SIMONFFY Z. 2005)

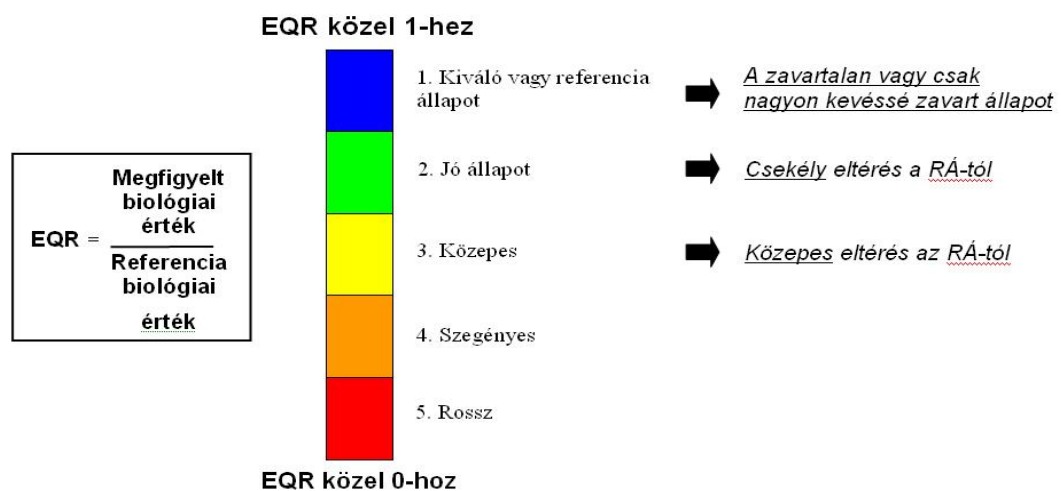
Jól látható, hogy a felszíni víztest állapotát a kémiai és az ökológiai állapot együttesen határozza meg (WFD 2000; REFCOND 2002; ECOSTAT 2003). A nyugat-európai országok vízminősítési gyakorlata már hosszú ideje alkalmazza a fizikai-kémiai paraméterek meghatározása mellett azokat a biológiai vizsgálatokat, amelyek a társulás–struktúra jellemzői felé irányulnak. A VKI szerinti vízminősítés hazánkban az eddig megszokott gyakorlattól alapjaiban eltérően közelíti meg a vizek állapotának értékelését. Ezek alapján nem kétséges az MSZ 12749:1993 hiányossága, amely alapjaiban többnyire a kémiai vízminőséget határozta meg, és tulajdonképpen ez képezte a vízminősítést. A fenti ábra alapján nyilvánvaló, hogy az ökológiai állapot megállapításához a biológiai, a hidrológiai és morfológiai, a fizikai-kémiai és a biológiát érintő kémiai részállapotok ismerete szükséges. A biológiai állapotot a biológiai elemek, a hidrológiai és morfológiai állapotot a hidrológiai és hidromorfológiai elemek, a fizikai-kémiai állapotot a fizikai- és általános kémiai elemek, a biológiát érintő kémiai állapotot a biológiai állapotra ható egyéb kémiai elemek monitoringja alapján felállított 5 osztályos minősítési rendszer adja meg. Az ökológiai állapot megadásánál a biológiai és a fizikai-kémiai mérések rosszabb eredményeit kell figyelembe venni lényegi minőségi elemként. A kémiai állapot megállapítása 2 minőségi osztályba sorolás lehetőségével az egyéb kémiai paraméterek alapján történik. A minősítésben az „egy rossz, mind rossz” elv érvényesül, vagyis mindig a legrosszabb állapot határozza meg a víztest állapotát (SZILÁGYI

F. 2005; IJJAS I. 2005; CLEMENT A. 2005). Megjegyezném azonban, hogy ez a minősítés a hidrobiológiai paramétereket a pontosan mérhető, adekvát vízkémiai adatok fölé emeli. Igaz ugyan, hogy a vízkémiai adatok tulajdonképpen arra a mintavételi pontra, arra az időpontra vonatkozó állapotról adnak adatot, és ez alapján tudunk tájékozódni a víztest minőségéről, továbbá a mintavételek közti időszak változásai így nehezebben nyomon követhetők. A hidrobiológia-centrikusság azonban „a számszerűsítési gondok miatt nehezíti a várhatóan specifikusabbá váló kívánalmak betartatását” (SOMLYÓDY L. – HOCK B. 2000B). E mellett meglehetősen hosszú a mintavétel–elemzés–feldolgozás–eredmény produkálás időtartama is. Egyes laborvezetők szerint 1-1 hidrobiológiai adat használható eredményig való eljutása fél év, s nem elhanyagolható CLEMENT A. – BUZÁS K. (2001) kijelentése, amely szerint a végrehajtás időtartamánál a legszűkebb keresztmetszet a biológiai feltárást elvégezni tudó szakemberek korlátozott száma. Nem is beszélve arról, hogy a vízminőségi–vízszennyezési bírságok alapját ma még a kémiai paraméterek alapján való vízminősítés adja. A felszíni vizek minősítésében szerepet játszó javasolt paramétercsoportokat az **1. melléklet 1. táblázat**ában foglaltam össze. A VKI a víztestek változékonyságának időbeni követésére – amint az **1. melléklet 2. táblázat**ából is jó látszik –, minimálisan szezonális mintázást ír elő a fizikai-kémiai és a kémiai minőségi elemekre vonatkozóan. A Tiszán és a Zalán elvégzett, időben nagy gyakoriságú mérések eredményeinek statisztikai elemzése azt mutatta, hogy a víztestek időbeni változékonysága nagy. Ebből fakadóan, a szezonális vagy annál kisebb gyakoriságú mintavételezés az éves jellemző állapotot csak a megengedettnél nagyobb hibával jellemzi a legtöbb komponens esetében. A szükséges mintavételi gyakoriság a változékonnyabb minőségi elemek esetében minimum kétheti kell hogy legyen (SZILÁGYI et al. 2005).

Az ökológiai állapot meghatározásához a speciális szennyezőanyagokra vonatkozó minőségi elemek listáját a VKI rögzíti „specifikus szintetikus szennyezőanyagok” és „specifikus nem-szintetikus szennyezőanyagok” címek alatt. A kémiai állapot meghatározásában lényeges szerepet játszó minőségi elemeket illetően „prioritás anyagok” és „egyéb anyagok” címszavak alatt találunk listát. Ezeket a paramétereket a **2. melléklet táblázata**iba foglaltam össze. Magyarországon a törzs-, regionális- és lokális mintavételi hálózat európai viszonylatban a legsűrűbb, a mintavételezési gyakoriság is kétszerese az uniós országok átlagának, azonban a fent említett listákon szereplő és a biológiai paraméterek mérései meglehetősen hiányosak (CLEMENT A. – BUZÁS K. 2001; BALOGH J. 2004). A listákon szereplő mintegy 30 anyag közül korábban maximum hatot mértek a felügyelőségek. Ennek több oka is lehetett a gyakorlatban: egyrészt korábban nem kerültek előtérbe ezek a

komponensek – többnyire növényvédőszer maradványok – (korábban már betiltották a szer használatát hazánkban, vagy nem derült ki, hogy esetleg külföldről beszerezve mégis használatba került), másrészt visszatekintve a legtöbb vízügyi- felügyelési laboratórium az akkori műszerparkjával nem tudta volna megoldani az adott komponens analitikai mérését.

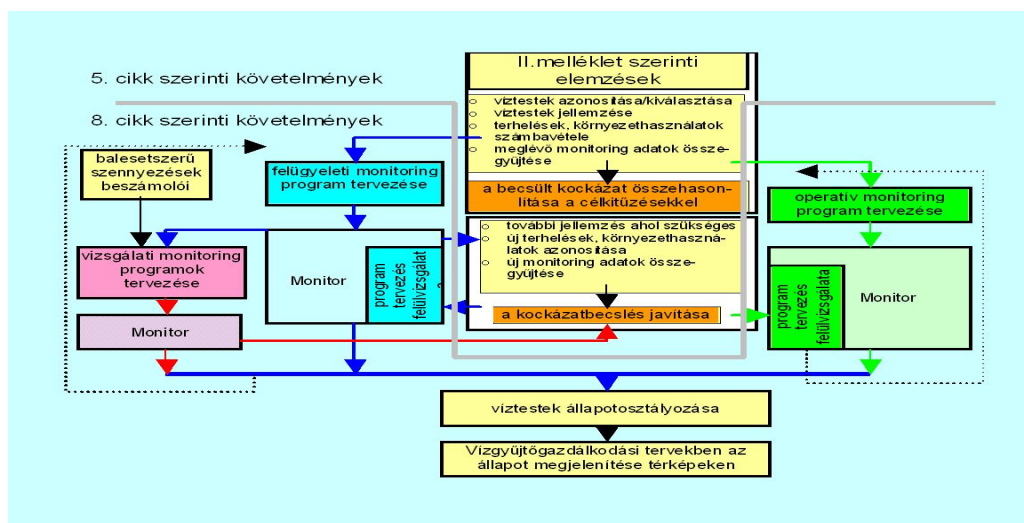
A VKI egyik fontos alapelve, hogy a vizek állapotát a zavartalan (referencia) feltételekhez kell viszonyítani. A tagállamoknak kell a referencia feltételeket és az ökológiai osztályhatárokat meghatározni minden felszíni víztípusra és minden lényeges minőségi elemre. Az osztályhatárokat (kiváló, jó, mérsékelt, gyenge, rossz) megállapításának módszereit a VKI nem rögzíti, mindössze ajánlásokat ad és az EQR (Environmental Quality Ratio), azaz a környezeti minőségi arányok sémája értékek használatát írja elő a biológiai monitor eredményeinek az értékelésére, összehasonlíthatóságára. Ezek az arányok azt jelzik, hogy a vizsgált víztestben megfigyelt biológiai jellemzők értékei és az ugyanerre a víztestre megállapított referencia állapot értékei között milyen eltérések vannak. Ezt az arányt az 1 és 0 közötti értéktartományban kell meghatározni. A skálán az 1-hez közelebb eső értékek a kiváló állapotot, míg a 0 közelébe eső értékek a rossz ökológiai állapotot reprezentálják (ECOSTAT 2003; SZILÁGYI F. 2005; IJJAS I. 2005; CLEMENT A. 2005). Egyenlő szélességű osztályhatárok esetén egy osztály szélessége 0,2 EQR egység, azaz 20%. A VKI nem határoz meg EQR sémát a fizikai-kémiai monitor eredmények értékelésére és nem ad meg definíciókat a fizikai-kémiai, illetve a hidromorfológiai minőségi elemekre a gyenge és a rossz állapot esetében. Ezeket is a tagállamoknak kell kialakítani. Jelenleg a fizikai-kémiai és kémiai paraméterek értékelése még az MSZ 12749 szerint történik, bár a vizsgálati módszerei több esetben lassan elavultnak tekinthetők.



4.4. ábra: Az ökológiai minőségen alapuló ökológiai állapot osztályozás arányskálán történő megjelenítésének alapelvei (REFCOND 2002)

4.4.2 A Víz Keretirányelv útmutatása a felszíni vizek monitorozására

Minden vízgyűjtőn törekedni kell a vizek jó állapotba hozására, és az ugyanahhoz az ökológiai, hidrológiai és hidrogeológiai rendszerhez tartozó felszíni és felszín alatti vizekkel kapcsolatban tett intézkedéseket koordinálni kell (2000/60/EK 33. bekezdés). A VKI egyik kiemelendő eltérése a korábbi monitorozó rendszerünkhöz képest, hogy a VKI-s rendszerben nem egy adott mintavételi helyről, hanem a víztest egészéről kell információt szereznünk, meg kell adnunk a víztest jellemző állapotát, sőt az állapot számszerű megbízhatóságát is (DWORAK T. et al. 2005, ALLAN I. J. et al. 2006). A megbízhatóságra a WFD (2000) 90%-os megbízhatósági szintet ajánl, azaz meg kell oldani a vizek állapotának rendszeres monitorizálását, amely a VKI szerinti végrehajtásban gondos előkészítést igényel. A VKI teljesítéséhez feltárandó felszíni vizek száma közel 700. Magyarországon 2004-ben 242 törzs-regionális- és lokális jelentőségű mintavételi hely volt, viszont kb. csak 80-90-re tehető a mérési szelvények hasznosíthatósága (BALOGH J. 2004). Kiemelendő az is, hogy hazánkban a korábbi monitorozó rendszerből a kisvízfolyásokra alig származik adat, jóllehet több száz ilyen víztestünk van. A monitorozással kapcsolatos módszerek kidolgozásához is útmutató (CIS WG 2.7. 2002) nyújt segítséget. A VKI szerint a monitoring célja a vizek állapotának, illetve ezzel összefüggésben a környezeti célkitűzések teljesülésének az ellenőrzése. A monitoring hálózat megtervezésénél a fentieket kell figyelembe venni, vagyis hogy a biológiai és a kémiai állapot is meghatározható legyen a víztestek korrekt, pontos, 5 osztályba sorolásához. A tervezés alapjának a meglévő és működő magyarországi vízminőségi és hidromorfológiai monitoringot kell tekinteni. A monitoring feltáró (felügyeleti – surveillance), operatív (üzemelési – operational) és vizsgálati (investigative) csoportokba sorolható.



4.5. ábra: A felszíni vizek monitorozása a Víz Keretirányelv ajánlásai szerint (CLEMENT A. 2005)

A **feltárót** a VKI nem írja elő, csak akkor, ha az adott víztestről nem áll rendelkezésre megfelelő minőségű és mennyiségű adat. A feltáró monitoringba kerültek a 2500 km²-nél nagyobb vízgyűjtők olyan jellemző belső pontjai, amelyek az összegzett hatások bemutatása szempontjából fontosak és a kiválasztott pontokon biztosítják a korábbi (MSZ 12749) szerinti monitoring folyamatosságát (anyagáram becslések szempontjából fontos szelvények). A feltáró monitoring alatt a monitorozandó paraméterek körét az összes biológiai, hidromorfológiai és általános fiziko-kémiai jellemzők kell hogy alkossák, legalább 1 éves időtartamra. A monitoringot ki kell terjeszteni a prioritási listán szereplő szennyező anyagokra is, amelyek a vízfolyás vízgyűjtőjén vagy részvízgyűjtőjén bevezetésre kerültek. Egyéb szennyezőanyagok vizsgálatát akkor kell bevonni a rendszerbe, ha azok a víztestbe jelentős mennyiségben kerültek bevezetésre. Abban az esetben, ha a víztest az országhatárt átszeli, ajánlatos, de nem kötelező az összes elsőbbségi anyag vizsgálata. Viszont a határokkal metszett víztestek esetében a határvízi- és egyéb nemzetközi egyezményekből adódó kötelezettségünknek továbbra is eleget kell tenni és az ezekben megállapított mérőhelyeken, amelyek ha a feltáró monitoring részét képezik, a mért paramétereket egy éves időtartamra ki kell egészíteni a VKI-ban előírt komponensekkel. A feltáró monitoringot egy tervezési időszakban (6 év) egy éven keresztül kell végezni, majd az egy éves mérési adatok alapján lehet az operatív és vizsgálati monitoringot kiegészíteni, vagy módosítani. A tagországok eredményeinek összehasonlíthatóságáról az ún. interkalibrációs programban való kötelező együttműködés gondoskodik. Ez a részfeladat a feltáró monitoringba épült be.

A felszíni vizek **operatív** monitoringja elsősorban a víztestre ható, terhelésekre érzékeny minőségi elemek paramétereire irányul. Az üzemelési monitoringot minden olyan víztestre alkalmazni kell, amely kockázatosnak minősül, illetve amelyekbe elsőbbségi anyagokat vezetnek be. Mivel ezeknek a száma becslések (BALOGH J. 2004) szerint akár 300–500 is lehetne, ezekből a víztestekből a mintaterületi elv alkalmazásával történt a válogatás úgy, hogy a különböző típusú terhelések kellő reprezentálását biztosítsák. Az előzetesen elvégzett kockázatértékelés hidromorfológiai szempontból, a szervesanyag, a tápanyagterhelés és a veszélyes anyag terhelés alapján történt. Speciális esetekben is alkalmazható, például ha a határértékek (VKI-ben környezetvédelmi célkitűzések) túllépésének okai nem ismertek, vagy ha meg kell állapítani egy balesetből származó szennyezés nagyságát és hatását (CLEMENT A. 2005; SZILÁGYI F. 2005; MONITOROZÁS ÚTMUTATÓ 2004).

Vizsgálati monitoring működtetését akkor kell végezni, ha valamely vízminőségi határérték túllépésének oka ismeretlen, vagy a feltáró monitoring jelzi, hogy a víztestre a VKI 4. cikkében meghatározott célkitűzések valószínűleg nem teljesülnek, operatív monitoring még nem létesült vagy haváriaszerű szennyezés nagyságáról és hatásáról kell megbizonyosodni. Célja, hogy szolgálja az ok-okozati kapcsolatok feltárását azokon a problémás területeken, ahol ezek nem ismertek, vagy bizonytalanok, ebből fakadóan a működtetése a helyi viszonyok függvénye.

A VKI szerinti integrált (vízmennyiségi és vízkémiai és hidrobiológiai) monitoring rendszerek a 2006. december 22-i határidőnek többnyire megfelelően már működnek. A Dráva részvízgyűjtőn 2005-ben 16, 2006-ban 84 víztest vizsgálata történt kísérleti jelleggel a VKI monitoringhoz hasonló módon a 2006. december végéig működő MSZ 12749 szerinti mintázások mellett. 2007-től elindult az Integrált Drávai Monitoring (a mérési adatok 2007. júliusától a www.dravamonitoring.eu, www.dravamonitoring.com weblapokon többnyire figyelemmel kísérhetők). Ezzel együtt a Dráva (rész)vízgyűjtőjén az MSZ 12749 – az értékelési rendszerét kivéve – az országos hálózat tekintetében hallgatólagosan megszűntnek tekinthető. Azonban a Drávát és térségét tekintve a határvízi egyezmények és a 2066/1999. (III. 31.) Korm. határozat érvényessége miatt az adott mintavételi pontokon az MSZ 12749 szerinti adatgyűjtésnek és értékelésnek tovább kell folytatódnia. Ezek mellett, országos szinten, az Országhatárokon Átterjedő Monitoring Hálózathoz (Trans National Monitoring Network – TNMN) való csatlakozás további feladatokat eredményezett a monitoring rendszer korrekt és komplex kialakítása tekintetében. Végül mindez a feltáró monitoringba került beépítésre. Újdonsága, hogy a korábban elkülönülten működő, azonban egymással szorosan kapcsolatban lévő vízmennyiségi, vízminőségi és biológiai „állomás típusokat” egységesen, egy ellenőrzési pontként kezelik, illetve kiemelő, hogy mindebbe beépítették a horvát–magyar folyószakasz állomásainak egységes kezelését is. A mintavételi pontok kijelölésénél azonban, pont a komplexitás szabott határt az ötleteknek, hiszen egyszerre kellett teljesülni mindhárom típusú mintavétel, mérés és feldolgozhatóság kivitelezési lehetőségének. A monitoring rendszer állomáslistáját és a mérendő, regisztrálandó paraméterek gyakoriságát – a 2006. évi állapot alapján – a **3. melléklet**ben foglaltam össze. A mennyiségi monitoring paramétereit a vízállás, vízhozam, a víz hőmérséklet és a lebegtetett hordalék képezik. A vízkémiai paraméterek a VKI szerint javasoltak. Amint a táblázatban is látszik, a mérések gyakorisága a VKI útmutatásaitól pozitív irányban tér el. A hidrobiológiai paraméterek terén anyagi és kapacitáshiány következtében csak az a-Klorofill és a fitoplankton mérése történik.

Véleményem szerint itt (a hiányzó komponensek esetén) talán alkalmazható lenne a „társadalmi bevonás” a Pécsi Tudományegyetem és más kutatók felkérésével, akik már több tanulmányból is láthatóan (MAJER J. 2002; FEHÉR G. – OLDAL I. 2002, SALLAI Z. 2002) végeztek ezirányú méréseket. Az új monitoring rendszer hatékonyságáról és megbízhatóságáról a gyakorlatban dolgozó szakemberek véleménye szerint – nem tudományos módszerre, hanem gyakorlati terep és labortapasztalatra alapozva – legfeljebb 8-10 év múlva lehet nyilatkozni.

5 A DRÁVA ÉS VIZSGÁLT (RÉSZ)VÍZGYŰJTŐ TERÜLETÉNEK TERMÉSZETI FÖLDRAJZA

A Dráva és főbb hazai mellékvízfolyásainak vízminőségi tanulmányozása előtt elengedhetetlen a vizsgált terület természetföldrajzi viszonyainak rövid áttekintése. A Dráva 733 km hosszú folyó, forrásvidéke az osztrák–olasz határon lévő Karni-Alpok Tolback községének határa, 1228 m-es tengerszint feletti magasságban. A folyó teljes vízgyűjtője (**5.1. térkép**) 43058 km², amely öt ország területére esik. Ebből Olaszország 86,4 km²-rel, Ausztria 22613,5 km²-rel, Szlovénia 4792,4 km²-rel, Magyarország 8431,4 km²-rel és Horvátország 7134,3 km²-rel részesedik (BURIÁN A. 2006).



5.1. térkép: A Dráva teljes (rész)vízgyűjtő területe
(Forrás: BURIÁN A. 2006 alaptérképének tovább szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Amint az adatokból és a fenti ábrából is jól látszik, a vízgyűjtő terület legnagyobb része – Ausztria után (52,5%) – 19,6%-ban Magyarország területén található. A megközelítőleg NY-K-i irányban hosszan elnyúló teljes vízgyűjtő vízválasztó vonala É-on a Magas Tauern, az alacsony Tauern, a Hochschwabon és a Schneealpen húzódik. Ezt követően az Alpok K-i előterében a Zalai-dombság K-i pereméig fut, majd a Rinyák vízgyűjtő területe után a Zselic-dombság, majd a Mecsek vonulataihoz csatlakozik, aztán a Dél-baranyai-dombságon áthaladva a Dráva torkolatánál ér véget. A D-i vízválasztó a Magas Tauernből indulva a Karni-Alpokon és a Karavankákon át a Dráva és a Száva közti paleozóos hegységeken fut, majd síksági vonalon halad a Dráva torkolatig (LOVÁSZ GY. 1972). Nagyszerkezeti tekintetben, illetve az általános felszínfejlődés iránya alapján a vízgyűjtő két, egymástól

különböző részre osztható. Az egyik a vízgyűjtő nagyobbik területét lefedő alpi terület, amelyre az erős, fiatal kiemelkedések, szűk völgyek és élénk domborzat a jellemző. A másik, lényegesen kisebb térség az Alpok K-i előterében, a Kárpát-medencében fekszik (LOVÁSZ GY. 1972). Erre a szétnyíló, kitáguló völgyek jellemzőek, a domborzata síkvidéki jellegű. Ez utóbbihoz sorolható a Dráva vízgyűjtő magyarországi területe. A további természetföldrajzi jellemzésben a vizsgált terület lehatárolásából fakadóan az arra vonatkozó leírásokat kívánom kiemelni.

5.1 FÖLDTÖRTÉNETI VONATKOZÁSOK, DOMBORZATI VISZONYOK

5.1.1 Dráva

A Dráva-árok kialakulásának ideje a Pannon-beltó feltöltődésének vitatott időpontjából következően nem egyértelmű. Ma már egyre inkább elfogadott az az álláspont, miszerint a Pannon-beltó a pliocén elejére teljesen feltöltődött, illetve kiszáradt, s helyét a medence egész területén folyóvízi síkság foglalta el. Kisebb tavak – mint például a Dunántúl pliocén időszak erózióbázisaként számontartott Horvát-Szlavón-beltó – léteztek ugyan, de ezeket nem tekintik a Pannon-beltó maradványának (MÜLLER P. 1997). SCHWEITZER F. (1997) szerint a Pannon-beltó visszahúzódása a Dunántúlon már a Sümegi szakaszban megindult. A tavi állapot megszűntéhez – a folyóvízi feltöltés mellett – a Kárpát medencében a megjelent sivatagi-félsivatagi éghajlat, illetve az azzal járó kiszáradás is hozzájárult (SCHWEITZER F. – SZŐÖR GY. 1992).

A kutatók azonban az újabb eredmények szellemében az ősi vízhálózat, illetve annak változásainak megrajzolására nem igazán vállalkoztak. Inkább csak azt hangsúlyozták, hogy a Duna megjelenése a Visegrádi-sorosban a pliocén során következett be (BORSY Z. 1989). MARTONNÉ ERDŐS K. (2002) szerint mindebből következik, hogy a pliocén eleji vízhálózatra vonatkozóan – kis módosításokkal – tovább él a SÜMEGHY J. (1923, 1953) által felvázolt teória, amely szerint a Horvát-Szlavón-beltó felé tartó Duna és a szlovákiai vízfolyások meridionális szerkezeti irányokat követve átszelték az egész Dunántúl területét és ide futott északnyugatról a Rába, a Mura és a Dráva is. A Dráva-völgy önálló fejlődésének kezdete LEHMANN A. (2002) szerint az ópleisztocén második felében a szerkezeti mozgásoknak – a Keszthely-Gleichenberg-i vízválasztó hátság és a Dunántúli-középhegység megemelkedése – tulajdonítható, amelyek északra terelték az Ős-Dunát, az Ős-Rábát. Azonban napjainkban sokkal inkább elfogadott PÉCSI M. (1988) és BORSY Z. (1989) álláspontja, miszerint a Duna irányváltása a pliocén során következett be. E mellett az irányváltás okainak feltárására is

több kutatás vállalkozott. Az alsópleisztocén elejére már mindenképpen feltöltődött a Horvát-Szlavón-beltő, s helyette a Dunántúli-dombság erózióbázisa Dráva süllyedéke lett (MAROSI S. – SZILÁRD J. 1981). A Felső-Kapos-Kalocsai-süllyedék létrejöttével egy időben a Zselic, a Mecsek és a Szekszárdi-dombság is megemelkedett és egy új vízválasztót képeztek. Így a meridionális vízhalózat újból megosztódott, s a Dunántúli-középhegységéből érkező vízfolyások nem jutottak le a Dráva menti süllyedékbe. A Drávamenti-síkság területe azonban továbbra is süllyedő-feltöltődő térszín maradt. Felszínének formálásában még nagyobb szerepet kapott a Dráva (MARTONNÉ ERDŐS K. 2002). Az újpleisztocénban a Zselic D-i előterében épült a dombságból és a Mecsekből érkező Almás-patak, Pécsi-víz, Karasica kisvízfolyások iszapos hordalékkúpja, némelyiken vizenyős laposok jelzik a vizek barangolásának útvonalait (LOVÁSZ GY. 1964; LOVÁSZ GY. szerk. 2003). A pleisztocén és a holocén fiatal kéregmozgások, süllyedések elősegítették az üledék felhalmozódását, illetve befolyásolták a Dráva irányváltoztatási mechanizmusát is. A legmarkánsabb szerkezeti mozgások a würm glaciális idején zajlottak, a gyakori irányváltoztatásokra utaló morotva rendszerek azonban már a holocénhoz köthetők. A szerkezeti mozgások a Dráva-árok mentén általában térben és időben eltolódásokkal, szakaszosan mentek végbe (LEHMANN A. 2002). Ez a Dráva-árok mai morfológiáján is jól megfigyelhető. A főmeder mai helyét a holocénban foglalta el, tőle délre terjedelmes allúvium jött létre, amelyet számos morotva és holtág tagol. A holocén elejéhez köthető az Ormánság kiemelkedése is (LOVÁSZ GY. 1964; LOVÁSZ GY. szerk. 2003). Földtani szempontból a holocénban létrejött öntéshomok, öntésiszap és öntésagyag kategóriákba tartozó folyóvízi üledékek dominánsak a Dráva menti területeken (LEHMANN A. 2002).

Tájföldrajzi értelemben a Dráva és (rész)vízgyűjtőjének 1–4 km szélességű, Őrtilostól Drávatamásiig húzódó 60–70 km-es szakasza a Dunántúli-dombvidék nagytáj, ezen belül a Belső-Somogy középtáj, ezen belül a Közép-Dráva-völgy kistáj része. A Dráva további szakasza az Alföld nagytáj, ezen belül a Drávamenti-síkság középtáj, ezen belül a Dráva-sík kistáj része.

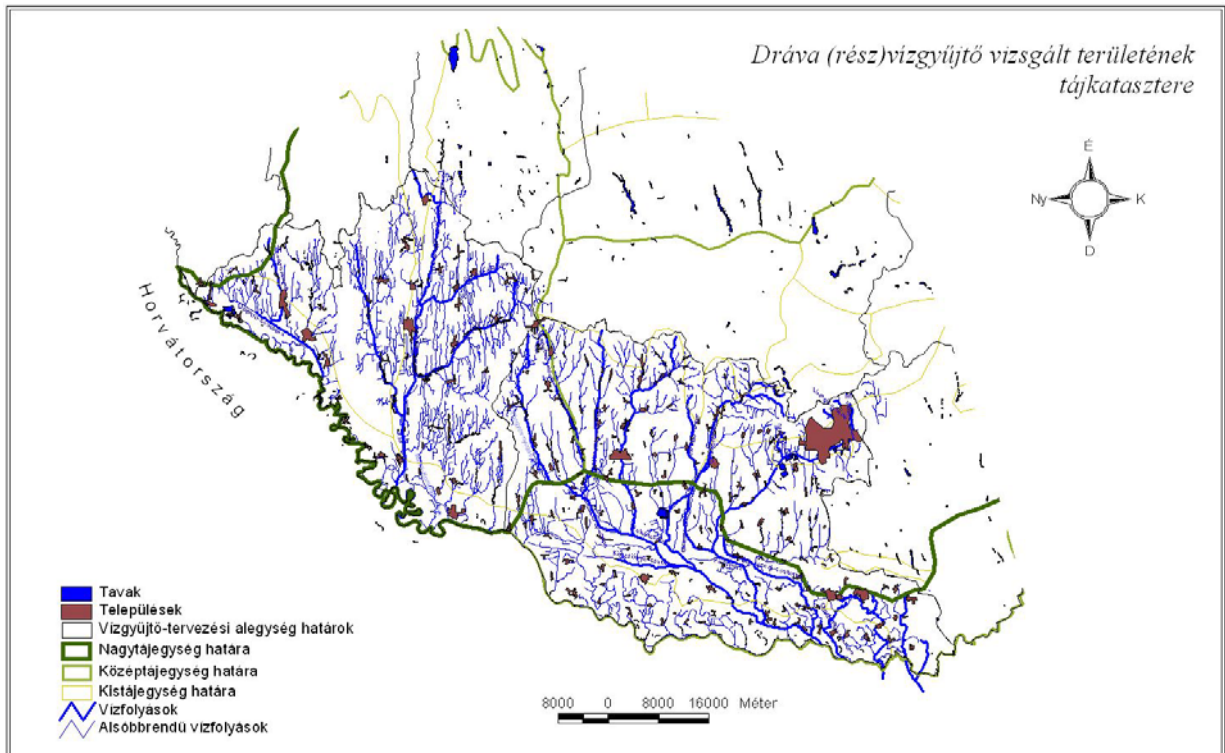
5.1.2 Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területe

A Dráva (rész)vízgyűjtő földtörténeti vonatkozásainak ismertetéséhez a vizsgált területet tájföldrajzi besorolás alapján bontottam fel. A disszertáció tárgyát képező Dráva magyarországi (rész)vízgyűjtő területe (a Murát és (rész)vízgyűjtőjét, illetve a Karasicát kivéve) Magyarország tájainak kataszteri felosztása (MAROSI S. – SOMOGYI S. szerk. 1990) szerint az

1.5. Drávamenti-síkság;

4.3. Belső-Somogy;

4.4. Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék középtájak egy-egy részét érinti.



5.2. térkép: A Dráva (rész)vízgyűjtő tájkatsztere
(Forrás: DDVIZIG alapfedvényeit felhasználva szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

5.1.2.1 Drávamenti-síkság

Mint már említettem az Alföld (1.) nagytáj része a Drávamenti-síkság (1.5.) középtáj. Ez foglalja magába a dolgozat szempontjából releváns Dráva-síkot (1.5.11.) és a Fekete-víz síkját (1.5.12.).

A Dráva-sík kistáj 2 m/km^2 átlagos relieffel rendelkező, 96–110 mBf magasságú tökéletes síkság. A felszín több mint 50%-a ártéri síkság, az egyéb területek ármentes síkság orográfiai domborzattípusba sorolhatók, amelyet futóhomokkal fedett, enyhén hullámos síksági részek tagolnak. A kistáj éles, terasz-szerű É-i határáig a legjellemzőbb formák az elhagyott meanderek. A Dráva-árok és a Drávamenti-síkság nem egységes szerkezetű árok, hanem kisebb részmedencék és néha enyhén emelkedő felszínek együttese. (MEZŐSI G. 1990)

A Fekete-víz síkja kistáj 4 m/km^2 átlagos relieffel rendelkező, 96–130 mBf magasságú nagyobb részén teraszos, D-i részén futóhomokkal fedett hordalékkúp síkság. A felszín ÉNy-on

alacsony fekvésű, enyhén tagolt, DK-en enyhén hullámos. A magasabb, lösszel fedett Ny-i résztől meredek lejtővel különül el. Erősen belvívveszélyes terület. (MEZŐSI G. 1990)

5.1.2.2 Belső-Somogy

A Belső-Somogy (4.3.) középtáj, mint már említettem Dunántúli-dombvidék (4.) nagytáj része. A középtájhoz tartoznak a Kelet-Belső-Somogy (4.3.12.), a Nyugat-Belső-Somogy (4.3.13.) és a Közép-Dráva-völgy (4.3.14.) kistájak.

A Kelet-Belső-Somogy a Nagyberék-Dráva-völgy valamint a Marcali-hát és Nyugat-Külső-Somogy között elhelyezkedő megközelítőleg 80 km hosszú és 16–20 km széles hordalékkúp síkság. A Dráva-síkját kísérő, kb. 10 km-es sávban az átlagos tengerszint feletti magassága 120–140 m. Felszínére változatos futóhomokformák jellemzőek, amelyet (É-, illetve) D-felé forduló sűrű, de lapos völgyek tagolnak. A Kelet-Belső-Somogy egymást keresztező ÉNy-DK-i és erre merőleges szerkezeti vonalak mentén különböző mértékben megsüllyedt és feltöltött medencék együttese. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990)

A Nyugat-Belső-Somogy kistáj a Zalaapáti-hát és a Marcali-hát között a Kis-Balatontól a Dráva völgyéig húzódó 50–75 km hosszú és 15–20 km széles, futóhomokformákkal tagolt hordalékkúp-síkság. A Dráva-völgy közeli D-i területeire a 130–140 mBf magasság jellemző. A völgyhálózata É-D-i irányú (a két hálózat között völgyi vízváltásokkal), lapos, kisvízfolyásokhoz képest aránytalanul széles. Jellemzőek az É-D-i irányban rendeződött buckasorok, lepelhomokkal fedett teraszszerű formák, illetve a helyenként mocsári lúp jellegű lapos vápák. A Nyugat-Belső-Somogy teljes egészében feltöltött süllyedék. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990)

A Közép-Dráva-völgy felszínfejlődését a Dráva-árok kapcsán a fentiekben már közvetetten tárgyaltam. A Dunántúli-dombság tekintetében a legmélyebben fekszik. A kistáj domborzati viszonyait tekintve, a Dráva bal partján ÉÉNy-DDK-i irányú völgyben található, alacsony- és magas ártéri szintekre, Dráva morotvákra, elhagyott medrekre tagolódo alluviális felszín. Jellegzetes vonás a Somogy megyei magaspárt-szakasz zezugos futása. Ennek viszonylagos magassága Berzence-Bélavár között a 30 m-t is eléri. Helyenként szigetekké formálódott morotvateraszok figyelhetők meg, így például Barcsnál 5–6 m viszonylagos magasságban és 1 km szélességben. A part és a folyómeder egymáshoz viszonyított helyzete is sajátos, például Gyékényesnél 8–10 km-re is eltávolodnak egymástól. A Dráva árterén a kiszélesedő völgyszakaszokat morotvák tömege jellemzi. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990)

5.1.2.3 Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék

A Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék (4.4.) a Dunántúli-dombvidék (4.) nagytáj része. A dolgozat szempontjából releváns kistájai a Mecsek-hegység (4.4.11.), a Pécsi-síkság (4.4.31.), a Dél-Baranyai-dombság (4.4.34.) és a Dél-Zselic (4.4.42.).

A Mecsek a Zengőben (680 m), a Tubesben (611 m) és a Jakab-hegyben (592 m) tetőző, paleozóos alapzatú, jórészt mezozóos kőzetekből felépült, DDNy-ÉÉK-i csapású alacsony- és középhegység. A hegység átlagos relatív reliefje 110 m/km^2 , azonban egyes peremi részeken, völgyszakaszok mentén $250\text{--}300 \text{ m/km}^2$ is lehet. A hegységperemeken jellemzőek a hegylábi fűsíkrok és törmelékkúpok, a pleisztocén völgyvállak rendszere például a Bükkösdi-völgyben. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990) A Mecsek az eurázsiai lemeztöredéken található, ÉK-DNY-i csapású néhol alsókréta korú áttolódási vonalak mentén már az eocéntól emelkedett ki. Déli tektonikus-, az alsó- és felsőpannon határán keletkezett a pikkelyeződés. A középső-miocénban az ÉNy-DK-i szerkezeti vonalak mentén kialakult árok a hegységet két részre osztotta. A Ny-i részt legfőképpen triász mészkő (karszt) és alsótriász – perm homokkő építi. Ezzel ellentétben a K-i területet jura (liász) karbonátos, márgás és széntelepes rétegsor alkotja. A hegység fő völgyei szerkezeti vonalakon fejlődtek. (LOVÁSZ GY. szerk. 2003)

A Pécsi-síkság a NY-Mecsek D-i, pannóniai üledékekkel szegélyezett lábához csatlakozó síkság, negyedidőszaki süllyedék. Széles spektrumban, a Dráva árokrendszer egyik peremi tagjának tekinthető. A kistáj felszíni tagoltsága gyenge, a relatív reliefje 2 m/km^2 alatti. A síkságon a Pécsi-víz és a Magyarürögi-víz napjainkban is folyó hordalékkúp-képző tevékenysége zajlik. Nem elhanyagolható nagyságú a Mecsekből a terület É-i peremére áttelepülő pleisztocén hordalék mennyisége sem. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990)

A Dél-Baranyai-dombság a Mecsek és a Villányi hegység között található, a pleisztocénban gyengén kiemelt, lösszel vastagon fedett terület. MBf-i átlagmagassága $130\text{--}250 \text{ m}$ közötti, ebből fakadóan nagyobb részben dombsági, kisebb részben síksági táj. A felszínébe ÉNy-on a Pécsi-síkság, ÉK-en a Geresdi-dombság, míg D-en a Villányi-hegység nyúlik be. Alaphegységi szerkezete bonyolult. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990) A gyenge emelkedés következtében D-i lefolyású ritka völgyhálózat tagolja, széles völgyközi hátakkal és völgyközi fennsíkokkal (LOVÁSZ GY. szerk. 2003). A Mecsek terjedelmes és középső pleisztocénig fejlődő hegylábfelszínének tekinthető. A tájon a lösz vastagsága dél felé növekszik. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990)

A Dél-Zselic a Zselicnek a megközelítőleg Ny-K-i zezugos futású fővízválasztótól D-re eső része. A kistáj Ny-on a Belső-Somogy hordalékkúpjaival, K-en a Mecsekkel, illetve a Dél-Baranyai-dombsággal szerkezeti vonal mentén határos. Az É-i része erősen tagolt eróziós-deráziós dombság, míg a déli területek felszíne széles völgyhálózattal tagolt hordalékkúp síkság. (ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J. 1990)

5.2 ÉGHAJLAT

Magyarországon a földrajzi helyzetéből és a magassági viszonyaiból adódóan három fő klímahatás érvényesül:

- Atlanti-óceáni hatás: hűvös nyarú, enyhe telű, egyenletesen nedves
- kontinentális hatás: szélsőséges, meleg nyarú, hideg telű, mérsékelten csapadékos
- mediterrán hatás: forró, száraz nyarú, enyhe csapadékos telű.

Az adatok alapján mind télen, mind nyáron az óceáni klímahatás az erősebb (PÉCZELY GY. 1998). Az éghajlat tekintetében Dráva térségében mutatkozik meg legmarkánsabban a kontinentális, az atlanti és a mediterrán éghajlati hatások keveredése, az utóbbi ún. szubmediterrán jelleg érvényesülésében, amely a K-i részeken erőteljesebben jelentkezik.

5.2.1 Szélviszonyok

Magyarországot a szélirányok tekintetében a változatosság, szélgyakoriság viszonylatában a változékonyság jellemzi (MARTONNÉ ERDŐS K. 2002). A vizsgált terület légáramlása az Alpok és a Kárpátok alkotta medence általános áramlási viszonyai szerint alakul. Az alsó légáramlások módosulásában kiemelendő a Dráva vonalának csatorna hatása és a Mecsek (KOVÁCS Á. et al. 1993). A Drávamenti-síkságon leggyakoribb szélirány az ÉNy-i, az átlagos szélesség 2,5–3,0 m/s között változik (AMBRÓZY P. – KOZMA F. 1990). A Kelet- és Nyugat-Belső-Somogy kistájakon az uralkodó szélirány az É-i, az átlagos szélesség 3,0 m/s körüli. A Közép-Dráva-völgyben sorrendben az É-i, a DNy-i és a K-i szelek a leggyakoribbak, az átlagos szélesség 2,5–3,0 m/s közötti. A Mecsekben az ÉNy-i szél a leggyakoribb, az átlagos szélesség a csúcsokon az 5 m/s-t is megközelíti, a völgyekben 3,0–3,5 m/s közötti. A Pécsi-síkságon az É-i, ÉK-i szél mellett nagy gyakoriságú a Ny-i, K-i szél is, az átlagos szélesség 3,0 m/s körüli. A Dél-Baranyai-dombságon leggyakoribb az ÉNy-i szél, amely átlagos sebessége kevéssel 3,0 m/s alatt marad. A Dél-Zselic kistájon leginkább É-i és D-i szél fúj, 2,5–3,0 m/s átlagos szélességgel. (AMBRÓZY P. – KOZMA F. 1990)

5.2.2 Léghőmérsékleti viszonyok

A Mecsek-hegységtől D-re eső térség hazánk legmelegebb részéhez tartozik (FODOR I. 1979). A MAROSI S. – SOMOGYI S. szerk. (1990) kistájkataszter adatait áttekintve megállapítható, hogy az évi középhőmérséklet 9,7-10,8°C között változik a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén. A legmelegebb területek a Dráva-menti-síkság középtájon és a Dél-Baranyai-dombság kistájon találhatók. A léghőmérséklet havi átlagértékeinek alakulásában azonos abszolút magasságban Ny-K felé emelkedés tapasztalható. A mediterrán légtömegek hatása a K-i területeken már kora tavasszal érzékelhető. A vízgyűjtőn a legmelegebb hónap a július, a leghidegebb a január. A fagymentes időszak hossza, 182-210 nap között változik. A fagyos napok száma a Pécsi-síkságon és a Dráva-menti síkságon 90 nap alatt van, ez országszerte a legkevesebb (FODOR I. 1979). Sokéves átlagban a téli napok száma 25, a zord napoké 10. A nyári napok száma meghaladja a 40-et, ebből a hőség napoké a 20-at. A területen a derült napok száma, illetve a napsütéses órák száma É-D-i, illetve Ny-K-i irányban növekszik (KOVÁCS Á. et al. 1993).

5.2.3 Csapadékviszonyok

A csapadék területi eloszlásából fakadóan Baranya megye átmenet a csapadékosabb Dunántúl és a szárazabb alföldi területek között (FODOR I. 1979). A MAROSI S. – SOMOGYI S. szerk. (1990) kistájkataszter adatait áttekintve megállapítható, hogy a vízgyűjtőn az évi csapadékösszeg 670–840 mm között adódik. A legtöbb csapadék a Belső-Somogy-i területeken, azon belül a Közép-Dráva-völgyben (800–840 mm) mérhető. Legkevesebbet a Pécsi-síkságon, a Dél-baranyai-dombságon és a Dráva-menti síkság K-i felén számolhatunk. Sokéves (50) átlagban a csapadékos napok száma 94–97, ebből a havas napok száma körülbelül 20 (KOVÁCS Á. et al. 1993). A hótakaró vastagsága nem jelentős.

Magyarországon a legtöbb csapadék május-július között esik. A jelenség egyik oka a légkör vízgőztartalmának nyári maximuma és az erős felmelegedés hatására a konvektív záporok, zivatarok kialakulásának hajlama. Másik okként az Atlanti-óceán felől érkező nedves tengeri légtömegek beáramlása adható meg. Hazánk jelentős részén, kiemelten a Dunántúl D-i területein egy őszi másodlagos csapadékmaximum is megjelenik, október-novemberben, amely a mediterrán térségben ősszel megerősödő ciklontevékenységgel kapcsolatos (PÉCZELY GY. 1998). A csapadék évi menetét tekintve megállapítható, hogy a Dráva (rész)vízgyűjtő magyarországi részén a kettős maximum és a kettős minimum kiemelten érvényesül. Az Atlanti-óceán felől érkező nedves légtömegek júniusban, míg a

Földközi-tenger felől érkezők október-novemberben szállítanak sok csapadékot. A minimumok január-február hónapokra tehetők (PÉCZELY GY. 1998). Jelentős gyakoriságú (35–40%) a nyári másodminimum is, amely a D-ről felnyomuló magasnyomás nagymértékű érvényesülésére utal. Itt szeretném kiemelni az éghajlati bevezetőben már említett mediterrán hatás legfontosabb jellemzőjét, amely szerint a Dráva mentén többnyire októberben kifejezett másodmaximum jelentkezik, ez a Dráva menti síkságnak különösen a NY-i részén eléri, sőt meghaladja az elsődleges maximum értékeket. Ez a csapadék járásának bizonyos szubmediterrán jelleget ad, ún. szubmediterrán típus fejlődött ki. Hazánkban ez a mediterrán hatás itt érvényesül a legjobban (FODOR I. 1979). A (rész)vízgyűjtő alakjára az elnyújtott, hosszúkás alakzat a meghatározó, ÉNy-DK-i völgyekkel. Ez az árvizek levonulása szempontjából meglehetősen kedvező, hiszen a folyó időbeli eltolódással kapja hossza mentén a csapadékot, így az árhullám tömege is jobban el tud oszlani.

5.3 HIDROGRÁFIA

5.3.1 Felszíni vízkészletek

A Dráva, mint már említettem öt országra kiterjedt vízgyűjtő területtel rendelkezik, amelyből a magyarországi is igen számottevő. A disszertáció terjedelmi határaiból és a kutatásom területbeli, illetve célbeli lehatárolásából fakadóan a következőkben a Dráva és annak a dolgozat szempontjából releváns hazai mellékvízfolyásainak hidrográfiájára helyezem a hangsúlyt.

5.3.1.1 Dráva

A Dráva – amint az már az előző alfejezetben említésre került –, a Közép-Dráva-völgy és a Dráva-sík kistájakon található. Az előzőhöz a Mura torkolattól, illetőleg Őrtilostól Drávatamásiig, az utóbbihoz Drávatamásiól Oldig tartó szakasza sorolható. A Dráva magyarországi szakasza, amelyre már az alsó szakaszjelleg a meghatározó, a 235.0 fkm-től (Őrtilos térsége) a 70.2 fkm-ig (Eperjespuszta felett) tart. (A Mura torkolata 237.8 fkm-nél van.) A folyó Magyarországra lépve, Őrtilos alatt 1–2 km-rel eltávolodik a határtól és horvát területen halad tovább, mintegy 29 km-en keresztül. Őrtilos térségében a közös érdekelttségű szakasz domborzati viszonyaira a 125 mBf-i szint a jellemző. Ezt követően a Dráva Vízvár felett lép be ismét hazánkba, onnantól a közös érdekelttségű (magyar-horvát) további 137 km-nyi Dráva szakasz olyan határvíz, ahol a határ az egyik, illetve a másik partra váltakozva esik. Emiatt gyakoriak a balparti horvát, illetve a jobbparti magyar területek. Az Őrtilos-

Drávaszabolcs közötti közel 168 km-es szakasz jellegében két részre: az Órtilos-Barcs-ra és a Barcs alatti szakaszra osztható. Ugyanis a felső szakaszon a folyópartot csak lokálisan szabályozták. A Dráva a Zákányi-rög D-i lejtője mentén enyhén kanyarogva, határozott főmederben folyik. A völgytalp széles, 5–7 km szélességben sok morotva tagolja. (LOVÁSZ GY. 1964) Zákány után a Gyékényes-Golai medencében kanyarog. Ezt a területet a Zákányi-rög DDK-i pereme és a Csurgó-Bélavár közti törésvonal mentén eróziósan kialakult magaspart egyértelműen lehatárolja. Óholocén morotvái ÉK felől széles sávban övezik, sőt hajdani fattyúága - a Zdála – Gyékényestől Bélavárig követhető. LOVÁSZ GY. (1964) tanulmánya szerint a Zdála kétségtelenül igazolja, hogy a hajdani Dráva főmedre az óholocénban a mai magasparthoz lényegesen közelebb haladt, azonban a fiatal kéregmozgások az árterületének D-i széléhez kényszerítették. Bélavár és Heresznye között ismét a magaspart közelében folyik. A Dráva, miután eléri a Babocsa-Bolhói medencét, a magaspartot újra elhagyja és ahhoz csak Barcsnál tér vissza (DDVIZIG 1986A).

Az enyhén süllyedő medence a folyót az irányváltoztatás mellett a hordalék intenzív lerakására is készítette, ennek is köszönhető, hogy a magaspart fiatal szerkezeti vonala mellett a Rinya torkolata elvonszolódott. Az ugyanis már Babócsánál megérkezik a medencébe, azonban csak Barcsnál torkollik a Drávába. A fenti szakaszon számtalan kisebb-nagyobb kavicsziget található, amelyeket gyakran már növényzet borít. A Barcs alatti szakaszon a folyószabályozás elmúlt évtizedeinek eredményeképpen gyakorlatilag szabályozott lett a folyó. A meder ezen a szakaszon egységesnek tekinthető. A Dráva Barcs és Drávatamási között egyenesebb futásúvá válik széles alluviumának É-i peremén. Az Ormánsági medencébe érve szintén kéregmozgásokra visszavezethetően átvág az alluvium D-i peremére. A Dráva itt csaknem 30 km széles síkságon kanyarog, a jellegzetes „drávai magaspart” ellaposodik. Érdekessége azonban a területnek, hogy az eddig csak magasparton megtalálható futóhomok megjelenik az alluviumon is, a morotvák közötti magasabb felszínen. A folyó DK-felé haladva egyre veszít a magasságából és Drávaszabolcsnál a tengerszint feletti magassága csak 80 mBf-i értékű. A morotvák ezen a területen is behálózzák az alluviumot (DDVIZIG 1986A). A mai mederveviszonyok a beágyazódott főmeder és a lefűződőben lévő kisebb leágazások és holtágak rendszerében a főmeder határozott dominanciáját mutatják (VARGA D. 2002).

A Dráva teljes vízgyűjtőjében a vízjárást sok másodlagos tényező jelenlétében lényegében három elsődleges hatás, a csapadék, a domborzat és a hőmérséklet irányítja (LOVÁSZ GY. 1961). A Dráva a Duna jobboldali mellékvízfolyásai között kiemelkedő helyet foglal el bő vizével. A sokévi középvízhozama 500 m³/s feletti, emellett a 100–200 m³/s-os

kisvízi tartománya is stabil vízhozamot biztosít. Árvízhozama 3400 m³/s. Vízhőmérséklete 10,6°C. A vízjárást az alpesi vízgyűjtő lefolyásai határozzák meg. A teljes vízgyűjtő középső részén és attól K-re eső területeken a kettős maximumot mutató vízjárás jelenik meg. E tekintetben jellemzőek a tavaszi hóolvadásból származó május-júniusi, illetve az október-novemberi nagyvizek (LOVÁSZ GY. 1961). Az őszi másodmaximum az éghajlatban érvényesülő mediterrán hatásnak tulajdonítható. A kisvizek főként február-márciusi illetve augusztus-szeptemberi időszakra tehetőek. A nagyvízi és a kisvízi vízszintek eddig megfigyelt különbsége majdnem 7 m. A Dráva vízjárását a vizsgálatba bevont betorkolló mellékvízfolyásai érdemben nem befolyásolják. A folyó magyar szakaszára az alsó szakasz jelleg a meghatározó. A vízfelszín kilométerenkénti esése a Duna torkolata felé haladva csökken. Órtilos térségében 45–50 cm/km, Barcs feletti szakaszon 25cm/km, Mattyig 15–20 cm/km és Matty alatt már csak 9–12 cm/km (VARGA D. 2002). A folyó az eséscsökkenése miatt a hordalék egy részét lerakja, zátonyokat alakít ki. E tekintetben kiemelendő a Varasd-Vízvár-i rész, ahol a folyót a mederváltoztatások miatt elhagyott folyómedrek és holtágak kísérik. A Dráva határfolyó, azonban a határhoz viszonyított helyzete folytonosan változik. 1969-ben 39 helyen metszette a 1468 km hosszú szakaszt. A mederanyag vizsgálatát tekintve Órtilostól Drávaszabolcsig a szemcseátmérő fokozatos csökkenése figyelhető meg. Órtilosnál a meder alja „páncélozódott”, az anyaga 3–4 cm, esetleg 6–8 cm szemcseátmérőjű folyami kavics. Vízvár térségében a jellemző mederanyag a homokos kavics, amelyben az 1–2 cm szemcseátmérőjű kavics a domináns, majd Barcs térségében még foltokban kavics, azonban döntő többségében már homok képezi a mederanyagot. Drávatamási, Drávaszabolcsnál azonban már kizárólag csak homokkal jellemezhető a meder (VARGA D. 2002). A lebegtetett hordalék mérését – a hatvanas évektől kezdve végzik a DDVIZIG szakemberei –, tekintve a folyón lefelé haladva a szemcseátmérő növekedése a jellemző.

5.3.1.2 A Dráva (rész)vízgyűjtő mellékvízfolyásai a vizsgált területen

A Drávához a bal parti magyar oldalán számos vízfolyás csatlakozik. Horvát területen a legnagyobb jobb parti betorkolló vízfolyás a Bednja. A következő táblázatban a jelentősebb befolyókat és azok betorkolásának helyét gyűjtöttem össze a folyó Dunába való torkolata felé haladva. Ezt követően a dolgozat szempontjából releváns vízfolyások hidrográfiáját foglalom össze röviden.

5.1. táblázat: *A Dráva bal parti magyar oldalán betorkolló jelentősebb vízfolyások*

Vízfolyás	Torkolati hely fkm	Vízfolyás	Torkolati hely fkm
Zákány-patak	horvát területen át torkollik be	Korcsina-átvágás	140.5
Izidórius-patak		Korcsina-csatorna	119.8
Dombó-csatorna	198.5	Sellyei-Gürü-csatorna	111.5
Babócsai-Rinya	166.4	Fekete-víz	83.0
Barcs-Komlósi Rinya	152.5	Régi-Fekete-víz	76.5
Zimona-patak	151.3	Gordisai-csatorna	72.0
Rigóc-patak	147.0	Lanka-csatorna	horvát területen át torkollik be

(Forrás: DDKÖVIZIG adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A **Dombó-csatorna** megközelítőleg 26 km hosszú, 306 km² vízgyűjtő területtel rendelkező vízfolyás, amely a Nyugat-Belső-Somogy kistáj D-i területeiről vezeti le a vizeket a Drávába – a Babócsai-Rinyával együtt (MAROSI S. – SOMOGYI S. szerk. 1990). A Dombó-csatornát tervezői a felszíni vízvezetés biztosítására, az erdők és a mezőgazdasági területek elöntésének megakadályozására építették, és úgy alakították ki, hogy nyomvonala a Csurgó, Berzence és Somogyudvarhelyhez tartozó földeken át vezessen (DDVIZIG). A Dombó-csatorna főbb mellékvízfolyásai: baloldaltól az 5. Bükkösi-vízfolyás a Porrogszentkirályi-patakkal; a Rigócz-patak; a Dörgő-hídi-árok; a Kőkényes-patak a Márjás-patakkal; a Sár-gáti-árok; a Tekerés-berki-árok; a Jajszinai-árok; a Lipéki-árok a Cigány-árokkkal; a Vadaskerti-árok; a Kőcögös, a Keszege a Szeszgyári-árokkkal, a Nagyméretű-árok; a jobb partról betorkolló Zsdála-patak; és a baloldaltól érkező Szemere-árok. A Dombó-csatorna Drávába való betorkolása a Közép-Dráva-völgy területére esik.

A **Rinyák** vízgyűjtői a Belső-Somogy középtáj Ny-i részéről vezetik a vizeket a Drávába. A Rinya (Babócsai-Rinya) és a Barcs-Komlósi-Rinya két részvízgyűjtő általában együtt kerül tárgyalásra. A Barcs-Komlósi-Rinya vízgyűjtő tulajdonképpen a Rinya vízgyűjtőjétől D-re helyezkedik el, annak mintegy É-i ölelésében. Az egész vízgyűjtő vízhalozatára földtani és domborzati viszonyokból fakadóan az É-D-i irányítottság a jellemző. A fő vízfolyásnak – Rinya – hosszú mellékvizei vannak, de ezeknek már kevés és rövid mellékvizeik alakultak ki a gyenge relief energia és a bizonytalan deflációs felszín miatt (LOVÁSZ GY. 1968). A mellékvizek irányát a deflációs mélyedések iránya szabja meg; a nagyobbak – Szabási-Rinya, Lábodi-Rinya – szerkezeti vonalak mentén alakultak ki. További nagyobb mellékága még a Taranyi-Rinya. A Rinyák Drávába való betorkolásai a Közép-Dráva-völgy területére esnek. A geológiai-morfológiai viszonyokból, illetve az emiatt gyenge

esésből és megnövekedett összegyülekezési időből fakadóan a Rinya vízjárása lomha (LOVÁSZ GY. 1968).

A **Fekete-víz** vízgyűjtőjét Ny-on a Rinya-lapály, É-on a Kapos mellékágai, K-en a Baranya-csatorna és a Karasica mellékágai, D-en a Dráva ártér határolja. A vízrendszer kialakulása a pleisztocén elejéhez köthető. Ekkor az Almás-patak és a Bükkösdi-víz hegy- és dombvidéki vízgyűjtője a maihoz képest kisebb volt, a vízfolyások iránya megegyezett a maival. Aztán a Zselic és a Mecsek D-i részének kiemelkedése következtében a dombvidéki vízgyűjtők mérete is megnőtt. A Fekete-víz rendszerének alsó szakaszánál megemlítendő, hogy mai helyét a régi Dráva vonalak helyén lelte meg. Ennek oka az Ormánság holocénbeli kiemelkedéséből fakadóan a Dráva D-re való terelődése volt (LOVÁSZ GY. 1964). A Fekete-víz a teljes Fekete-víz síkja, a Dráva-sík egy része, a Kelet-Belső-Somogy D-i része, a Mecsek-hegység DNy-i része, a Pécsi-síkság, a Dél-Baranyai-dombság Ny-i része és a Dél-Zselic kistáj vizeit gyűjti össze (SOMOGYI S. 1990). A Fekete-víz síkján a Fekete-víz Baranyahídvég feletti szakasza található, illetve forráságai és mellékpatakjai. A vízfolyás Baranyahídvég alatti szakasza a Dráva-síkra tehető. Az előbbin fellelhető főbb befolyói: a Gyöngyös Ny-i ág, a Gyöngyös-főág, a Sikota-víz, a Somogy-baranyai határárok, az Almás-patak, a Körcsönye-csatorna, az Okor-csatorna és a Pécsi-víz. A Kelet-Belső-Somogy D-i részének vízelvezetése a Gyöngyös Ny-i ágához köthető (és a Komlósdi-patakhoz, illetve a Zimona-patakhoz; de ezek nem tartoznak a Fekete-víz vízgyűjtőjéhez). A Mecsek-hegység DNy-i része és a Pécsi-síkság kistájak vizeit a Pécsi-víz gyűjti össze. A Dél-Baranyai-dombság Ny-i részét a Bükkösdi-víz, a Pécsi-víz és az Egerszegi-csatorna csapolja le. A Dél-Zselic kistáj vizeinek összegyűjtése a Gyöngyös-főághoz, a Gyöngyös K-i ágához, az Almás-patakhoz és a Bükkösdi-víz felső szakaszának Ny-i vízgyűjtő részéhez köthető. SOMOGYI S. (1990) szerint a Fekete-víz tulajdonképpen a Gyöngyös-főága és az Almás-patak összefolyásából keletkezik. Itt azonban megjegyezném, hogy a Gyöngyösöket az összefolyásuk után a gyakorlat Egyesült-Gyöngyösnek nevezi, így az elnevezéseket tekintve az Egyesült-Gyöngyös és az Almás-patak összefolyása után értelmezendő a Fekete-víz. A dolgozat szempontjából fontosnak tartom kiemelni a Meszesi vízfolyás és a Szabolcsi vízfolyás találkozásával kialakuló Pécsi-vizet. A Pécsi-víz fő forráságait a körülbelül 400 mBf magasságban található karszteremen kibukkanó források táplálják; a forráságak lefolyási viszonyait és vízminőségét a volt szénbányászat a pozitív és negatív felszínformáival (bányagödrök, völgyzáró meddők, stb.) módosította és módosítja (CZIGÁNY SZ. et al. 1997). A vízfolyás keletről nyugatra haladva sorba fogadja be a Nyugat-Mecsek felszínvizeit. Főbb

mellékvizei a Nagyárpádi patak (a Tüskésréti vízfolyással), a Keszü-Kökényi vízfolyás, a Zóki-árok, a Bicsérdi vízfolyás, a Gerdei-patak, a Bükkösi árapasztó és a Hegyadó árok.

A **Dráván** és (rész)vízgyűjtőjén a vízállás és vízhozam észlelés az Integrált Dráva Monitoring Rendszer kezdetéig (2006-) törzshálózati szelvényekben történt. A Dráván a napi vízállás észlelés Órtilosnál 1957-től, Barcsnál 1901-től, Szentborbásnál 1934-től és Drávaszabolcsnál 1936-tól kezdve már folyt. A Dráva (rész)vízgyűjtő magyarországi területén az évi maximális vízhozamok a tavaszi hóolvadáskor (február-március) vonulnak le. Az időben elnyúló, viszonylag kis tetőző árhullámok és a hosszú idejű apadás a jellemző. A minimális vízhozamok általában augusztus-szeptemberben alakulnak ki. A hegységi területek kisvízfolyásainak, mint például a Bükkösi-víz nagyobb minimális hozamait a Mecsek karsztjából származó vízmennyiségek okozzák. A Dunántúli-dombvidék felszíni vízkészlete elsősorban csapadékfüggő (LOVÁSZ GY. szerk. 2003).

A következő táblázat a vizsgált vízfolyások főbb vízrajzi adatait foglalja össze.

5.2. táblázat: A dolgozat szempontjából releváns vízfolyások főbb vízrajzi adatai

Vízfolyás	Teljes hossza km	Teljes A km ²	Vízmerce	Vízhozam sokévi (1968-2006) átlaga				
				SZV fkm	A km ²	KÖQ m ³ /s	LKQ m ³ /s	LNQ m ³ /s
Dráva	magyarországi		Órtilos	335,9	30969	460	110	3200
	138,2	8431,4	Barcs	154,1	33977	487	114	3040
			Drávaszabolcs	77,7	35764	515	127	2490
Dombó-csatorna	19,45	373	Somogyudvarhely	5,6	292,16	1	0	9,5
Zsdála-patak	26,55	51						
Babócsai-Rinya	32,36	921	Nagyatád	26,6	329,8	0,521	0,011	35
Barcs-Komlósi-Rinya	6,04	156				0,293		
Gyöngyös-főág	12,032	186				0,534		
Gyöngyös K-i ág	9,74	80				0,184		
Egyesült-Gyöngyös	10,566	66	Kétújfalu	10,6	430	1,29	0	20,3
Almás-patak	18,267	232	Csertő	18,1	161,6	0,392	0	6,23
Pécsi-víz	41,77	603	Kémes	2,5	576	2,023	0,07	14,8
Fekete-víz	32,488	126	Kémes	6,8	1185	4,572	0,19	61,25

Σ Gyöngyösök (rész)vízgyűjtő területe: 500 km²; Σ Fekete-víz (rész)vízgyűjtő területe: 1801 km²

(Forrás: DDKÖVIZIG adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

5.3.2 Felszín alatti vizek

A Dráva és a felszín alatti vizek kapcsolatát tekintve a VIZITERV nem túl részletes és csak néhány éves kutatásai (1970) alapján megállapítható, hogy a Dráva vízállásának befolyásoló hatása 1–1,8 km széles sávban érzékelhető és a legtávolabbi pontban kb. 3 nap alatt jelentkezik. Barcs térségében a távolhatás valószínűleg nagyobb, míg a felsőbb szakaszokon a völgy összeszűkülése miatt kisebb. A fúrások eredményei alapján a kavicsréteg

a meder alatt helyenként több méter vastag, majd a parttól távolodva kiékelődik és finomhomok rétegek váltják fel, ami szintén a távolhatás csökkenéséhez vezet. Ez a medence morfológiájával, illetve a talaj- és rétegvizek kapcsolatával magyarázható. A folyó közelében a talajvíz áramlási iránya a Drávával közel párhuzamossá válik. A nagyvizes időszakokat kivéve – amikor a Dráva felőli víznyomás visszaduzzasztja a talajvizet – a talajvíz táplálja a folyót. A visszaduzzasztás a becslések szerint kb. 100 m, de maximum 300 m. A folyók és a vízgyűjtőjük kapcsolatrendszerének vizsgálata a VKI bevezetésével az eddigiekhez képest sokkal nagyobb hangsúlyt kap, ugyanis a VKI szerinti vízgyűjtő gazdálkodás együtt kezeli a felszíni és a felszín alatti vizek rendszerét.

A vizsgált terület felszín alatti vizeinek főbb jellemzőit a MAROSI S. – SOMOGYI S. szerk. (1990) Magyarország kistájainak katasztere adatai alapján a **4. melléklet**ben található táblázatban gyűjtöttem össze. Ezek alapján elmondható, hogy a vízgyűjtő területén a talajvíz többnyire 2–4 m mélységben, a Pécsi-síkság tekintetében e fölött, a Dél-Zselic É-i részén ez alatt található. Mennyisége változó: Belső-Somogyban a Közép-Dráva-völgyet kivéve nem jelentős; a Drávamenti-síkságon 1–5 l/s·km² közötti; a Pécsi-síkságon 3–5 l/s·km² közötti, a Dél-Zselicben csak a Bükkösdi-völgyben jelentékeny 1–3 l/s·km² közötti és a Dél-Baranyai-dombság releváns területein nem jelentős. Kémiai jellege mindenütt kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos, emellett a Pécsi-síkságon helyenként nátrium is megjelenik. Keménysége a Belső-Somogyban 25 nk° körüli; a Drávamenti-síkságon többnyire 15–25 nk° közötti; az egyéb területeken 25–35 nk° közötti, illetve közeli. A talajvíz szulfát-tartalma a Drávamenti-síkságot kivéve 60 mg/l közeli és 60–300 mg/l közötti. A rétegvizek mennyisége mindenütt 1–1,5 l/s·km² közötti. A Drávamenti-síksághoz tartozó területeken a talajvíz 2–4 m mélységben található, mennyisége a Dráva-sík részein 5 l/s·km² feletti, az egyéb területeken 5 l/s·km² alatti. Kémiai jellege mindenütt kalcium-magnézium-hidrogénkarbonátos; keménysége 15–25 nk°, szulfát-tartalma 60–300 mg/l vagy ennél magasabb. A rétegvizek becsült mennyisége többnyire 1–1,5 l/s·km² közötti, a Pécsi-síkságon 2 l/s·km². A Mecsek-hegység releváns területein hiányzik az összefüggő talajvízszint, a felszín alatti vizek a karszt- és rétegvíz típusába sorolhatók. Mélységük, elhelyezkedésük a domborzat és a szerkezet függvénye; becsült mennyiségük 1–1,5 l/s·km².

KOVÁCS Á. et al. (1993) tanulmánya szerint a vízgyűjtő szinte teljes területén a talajvizek nitráttal szennyezettek. A réteg- és karsztvizek minőségét tekintve a vízgyűjtőn nehézfém szennyezettség nincs; szerves vegyületek (humanyagok) a Drávaszabolcsi fűrt kutak vizében található; ammónia szennyezettség gyakorlatilag a vízgyűjtő teljes területén

előfordult. Ehhez képest 2006-ra javult a felszín alatti vizek minősége (bár az adatok összehasonlíthatósága tekintetében meg kell jegyezni, hogy amíg 1993-ban csak néhány, potenciális vagy tényleges szennyezőforrás, vízbázis vagy már bekövetkezett szennyezés helye közelében volt megfigyelőkút gyakran rendszertelen észleléssel, addig 2003-tól monitoring rendszer kiépítése kezdődött, a reprezentatív mintavételt célzó megfelelő számú kúttal). Jelenleg a felszín alatti vizek állapotára vonatkozó legfontosabb információk az Országos Vízügyi Törzshálózathoz tartozó származnak. Az észlelések részei: a Talajvíz-, a Rétegvíz-, a Karsztvízszintészlelő Törzshálózat, a Magyar Állami Földtani Intézet (MÁFI) Vízszerkező Hálózata, a Forrásmérő Törzshálózat, a vízmű-vállalatok üzemi mérései, az építéskori kútadatok és a Sérülékeny távlati és üzemelő vízbázisok diagnosztikája. A VKI egy komplex minőségi és mennyiségi monitoring rendszer kialakítását írja elő, melynek komplex kidolgozása és megvalósítása még folyamatban van (DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2007). A DDKTVF (2005) tanulmánya szerint a mért nitrát koncentrációk híven tükrözték a talajvizek jellemző nitrátszennyezéseit, elsősorban a kis talpmélységű belterületi, vagy mezőgazdasági létesítmények közelében kialakított kutakból. Az ammónium koncentráció néhány potenciális szennyezőforrás közelétől eltekintve a szennyeződési határérték alatti volt csakúgy, mint a szulfát és a klorid. A vezetőképességi értékek többnyire a területre jellemzően alakultak (700–1000 $\mu\text{S}/\text{cm}$ között), kivéve ott, ahol az ammónium vagy a nitrát koncentráció magasabb volt. A toxikus nehézfémek koncentrációi mindenütt a szennyezettségi határértékek alatt voltak.

5.4 TALAJOK

5.4.1 Drávamenti-síkság

A Dráva-sík többségében alluviális üledékeken képződött (RAJKAI K. 1990) talajtakarója zömében réti öntéstalaj, amely a partosabb helyeken réti, a meder közeli sávban nyers öntésekkel váltakozik. A peremek kötött homokos felszínű hordalékkúp-síkság jellegű magasabb térszínein a Ny-i részen agyagbemosódásos barna erdőtalaj, a K-i részen a barnaföldek jellemzőek (SOMOGYI S. 1990). A Fekete-víz sík kistáj talajtakarója az alacsonyártéri szinteken kizárólag réti öntéstalaj, míg a magasártérieken döntő többségben réti talaj. A terület Ny-i részén kis foltokban futóhomok, illetve nagyrészt agyagbemosódásos barna erdőtalaj, barnaföld, csernozjom barna erdőtalaj, esetenként az É-i részen csernozjom is előfordul. (SOMOGYI S. 1990)

5.4.2 Belső-Somogy

A Kelet-Belső-Somogy kistáj talajtakarója viszonylag egységes, túlnyomóan agyagbemosódásos barna erdőtalaj. Ebbe a D-i részeken kovárványos barna erdőtalajú területek illeszkednek. A völgyek réti és réti öntéstalajai csak keskeny csíkot képeznek. A Nyugat-Belső-Somogy kistáj talajtakarója főképpen agyagbemosódásos barna erdőtalaj, amelyet foltokban barnaföldek és kovárványos barna erdőtalajok tagolnak. A völgyek réti, réti öntés és lápos réti talajai itt, a Kelet-Belső-Somogyinál nagyobb százalékban fordulnak elő. A Közép-Dráva-völgy kistáj uralkodó talajtípusát a réti öntéstalajok adják (57%), e mellett a nyers öntéstalajok területi részaránya 12%. Közös jellemzőjük a vályog mechanikai összetétel, illetve az enyhén savanyú kémhatás. Ez utóbbi oka, hogy szénsavas meszet nem tartalmaznak. A magasabb térszíneken periglaciális homokos üledékeken agyagbemosódásos barna erdőtalajok, illetve a Ny-i részen pszeudoglejes barna erdőtalajok alakultak ki. (RAJKAI K. 1990)

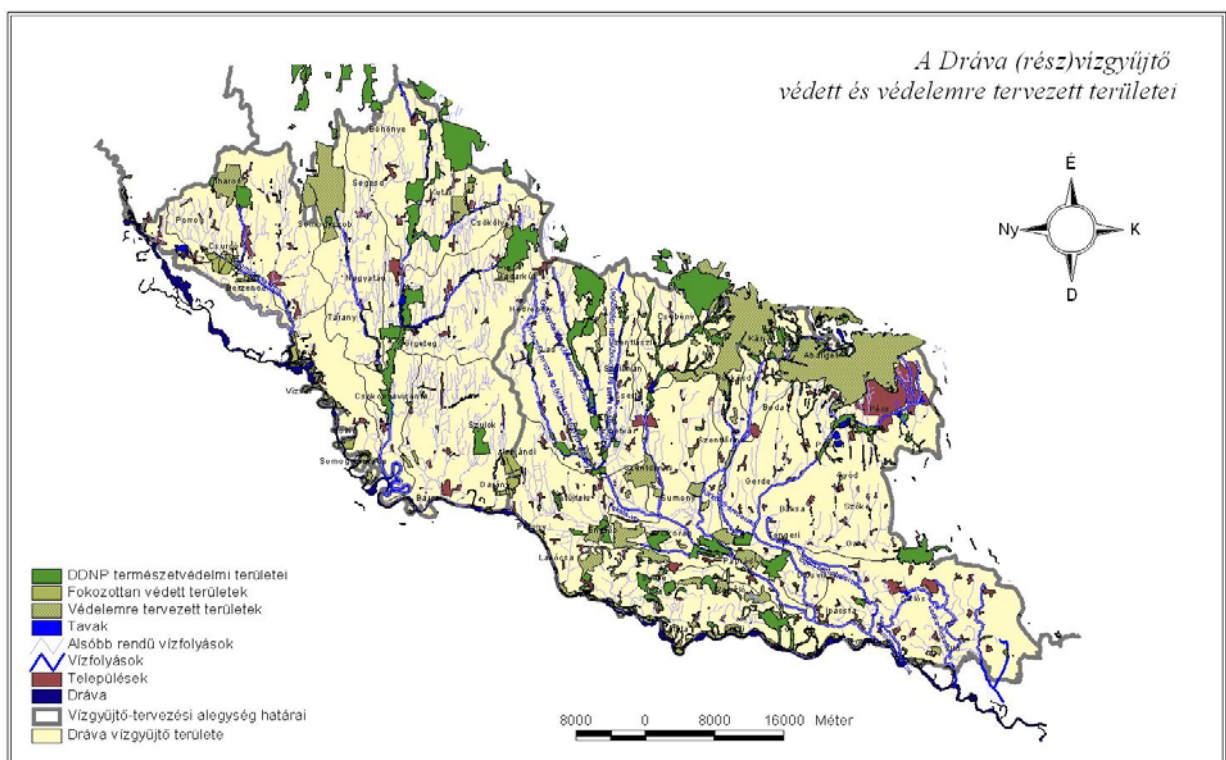
5.4.3 Mecsek és Tolna-Baranyai dombvidék

A Mecsek kistáj talajviszonyait tekintve, a hegyvidéki jelleggel összefüggésben erdőtalajok alakultak ki. Legnagyobb kiterjedésben képződtek az agyagbemosódásos barna erdőtalajok. A mészkövön, mészmárgán kialakult rendzinák a felszín 27%-át borítják. A homokkövön savanyú, nem podzolos barna erdőtalajok is előfordulnak. A hegység DNy-i peremén csernozjom barna erdőtalajok találhatóak, ezek területi aránya a Szentlőrinc környéki réti talajokhoz hasonlóan jelentéktelen. A Pécsi-síkság kistáj talajtípusait áttekintve megállapítható, hogy nagyrészt réti talajokkal borított, amelyek mechanikai összetétele vályog. A kistáj É-i és D-i peremén löszös üledékeken képződött barnaföldek találhatóak. A síkság Ny-i peremét alföldi mészlepedékes csernozjomok szegélyezik. (RAJKAI K. 1990) A Dél-Baranyai-dombság kistáját tekintve a Pécsi-víz és a Bükkösdi-víz közén a kialakult hordalékkúp-síkságot csernozjom barna erdőtalaj borítja, mészlepedékes és alföldi jellegű csernozjom foltokkal tarkítva. A völgyeket tekintve réti és réti öntéstalaj típusok lelhetők fel. A kistáj talajtípusait tekintve a Pogány-Görcsöny közötti részen agyagbemosódásos barna erdőtalaj, másutt barna erdőtalaj elterjedése a jellemző. (SOMOGYI S. 1990) A Dél-Zselic kistájon az északi, agyagos-löszös üledéken többnyire agyagbemosódásos barna erdőtalajok alakultak ki. Délebbre a löszös lejtőhordalékon többnyire barna erdőtalaj, kisebb foltokban

csernozjom barna erdőtalaj, illetve mészlepedékes csernozjom található. Az eróziós völgyeken réti és réti öntéstalajok alakultak ki. (SOMOGYI S. 1990)

5.5 A VIZSGÁLT TERÜLET TERMÉSZETI ÉRTÉKEINEK VÉDELME

A Dráva és (rész)vízgyűjtőjének vizsgálata során elkerülhetetlen megemlíteni, hogy a terület jelentős részét magába foglalja a Duna-Dráva Nemzeti Park. Az **5.3. térkép** a Duna-Dráva Nemzeti Park területeinek megoszlását mutatja védettségi fokozatuk szerint a vizsgált területen.



5.3. térkép: *A Dráva (rész)vízgyűjtő védett és védelemre tervezett területei*
(Forrás: DDNP ÉS A DDKTVF alapfedvényeit felhasználva szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

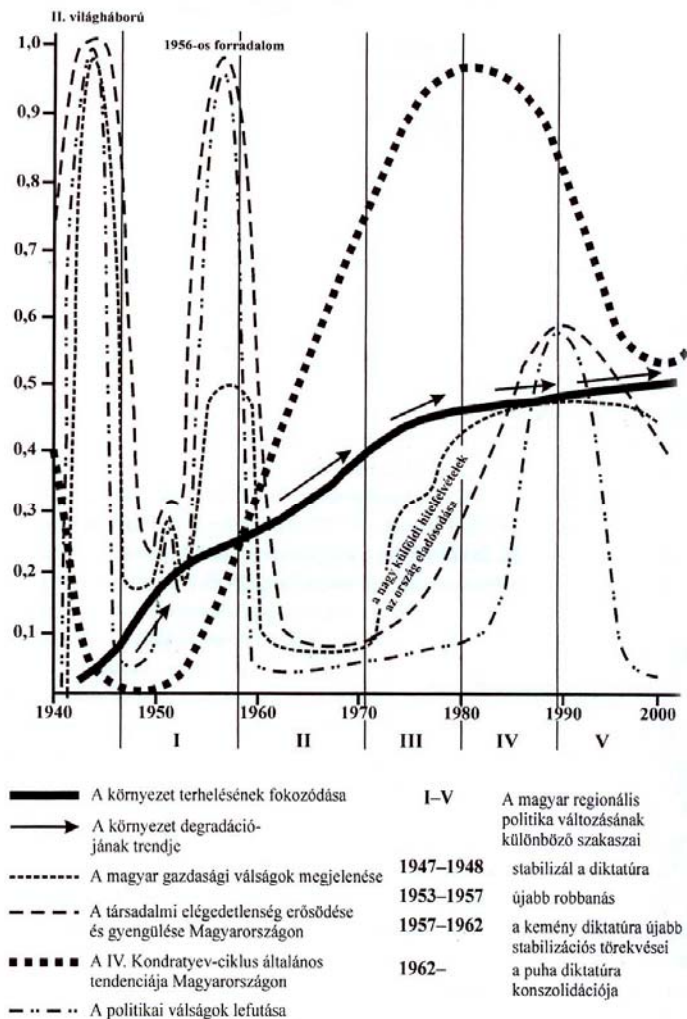
A dolgozatnak nem feladata, hogy bemutassa a Nemzeti Park növény és állatvilágát, de megléte olyan jelentős mértékben befolyásolja környezetét, hogy mindenképpen tisztázni szükséges meghatározó szerepét. Az 1996. április 9.-én Szentborbáson „kikiáltott” legfiatalabb Nemzeti Park nem kisebb céllal született, mint, hogy a Duna és a Dráva folyók, azok mellékágrendszerük, valamint a kapcsolódó területek természeti értékeinek, felszíni és felszín alatti vízkészleteinek, erdeinek, termőterületeinek és más megújuló erőforrásainak védelmére keljen.

A Nemzeti Park oltalma alá került mintegy 50000 ha terület, melyből majdnem 13500 ha fokozottan védett. A fent említett területek jelentős része már korábban is természetvédelmi területként vagy tájvédelmi körzetként némi védelmet élvezett, de a Park megvalósulásával – kezelésük egy kézben összpontosulva – sokkal hatékonyabbá vált. Ez a térség nem csupán természeti értékei, európai szinten is jelentős egyedi vizes élőhelyei és biodiverzitása alapján kapta ezt a megtisztelő rangot, hanem ehhez páratlanul gazdag néprajzi hagyományai és jellegzetes – hosszan elnyúló – elhelyezkedéséből adódó ökológiai folyosó szerepe is jelentősen hozzájárult (FODOR I. 1998).

A Nemzeti Park és térségének sajátos határmenti elhelyezkedése rendkívüli jelentőséggel bír a dolgozat témáját tekintve. A második világháború után kialakult politikai helyzet a déli határszakaszt, a magyar „Maginot-vonal” kiépítés során az átlagemberek számára megközelíthetlenné tette, ipari tevékenységek megjelenése teljesen elképzelhetlenné vált, így konzerválva hosszú időre a természeti értékek érintetlenségét, természetközeli állapotban való megőrzését. Az így kialakult helyzet jelentősen hozzájárult, hogy a Dráva ma nem csupán Magyarország, de Európa egyik legtisztább vizű folyója. A kedvező természeti környezet megőrzéséhez a Nemzeti Park igazgatóságának kulcsszerepe van abban, hogy a fent leírtak következtében a térségben kialakult gazdasági lemaradások „bepótlása” kapcsán felmerülő fejlesztések feltételeit csakis a fenntartható fejlődés elvével összhangban a természetvédelem elsődleges érdekeinek szem előtt tartásával határozzák meg a jövőre vonatkozóan (FODOR I. 1998).

6 A FELSZÍNI VIZEK MINŐSÉGÉT BEFOLYÁSOLÓ ANTROPOGÉN TÉNYEZŐK ÉS AZOK VÁLTOZÁSA A VIZSGÁLT TERÜLETEN

A felszíni vizek vízminőségét a vizsgált (rész)vízgyűjtőn a természetföldrajzi adottságok mellett az antropogén tényezők jelentős mértékben befolyásolják. A környezet állapota, annak változásának tendenciája szoros összefüggésben van a gazdasági, a társadalmi és a politikai folyamatokkal. FODOR I. a fentiek elemzéséhez készített elméleti modellje (2001) hazánk környezetállapot változásának tendenciáját szemlélteti a környezet terhelésének fokozódása révén; a regionális fejlesztés szakaszait – ENYEDI GY. (1996) megállapításai alapján – továbbá a társadalmi–politikai és a szociális feszültségeket. Ezek a jelenségek és összefüggések a környezet- és természetvédelem, illetve a regionális fejlődés és környezetpolitika háttérét jelentik (FODOR I. 2001).



6.1. ábra: Elméleti modell Magyarország környezeti állapotának romlására a gazdasági, társadalmi és politikai válságok háttérével (FODOR I. 2001)

A következő alfejezetekben elsőként a releváns társadalmi–politikai, gazdasági változásokat, majd a vizsgált felszíni vizek vízminőségével kapcsolatba hozható tevékenységeket, illetve azok változásait foglalom össze.

6.1 A KÖRNYEZETÁLLAPOT VÁLTOZÁSÁNAK GAZDASÁGI, TÁRSADALMI–POLITIKAI HÁTTERE

Az 1950-es évek az állami tulajdonú, állam által vezérelt gazdaság megteremtése, és az erőltetett iparosítás időszaka volt. Ez a gazdaságpolitika a hagyományos nehézipart és energiastruktúrát, bányászatot és a vegyipart fejlesztette rossz hatékonysággal, magas energia- és anyagigénnyel és ebből fakadóan meglehetősen környezetszennyező módon (FODOR I. 1994A; FODOR I. 2001; SCHEIERLING, S. 1998). A vizsgált terület tekintetében Pécs és térsége a kiemelendő, példaként említve a szén – és az uránbányászatot, a Pécsújhegyi Hőerőművet, a Pécsi Kokszművet, a Pécsi Bórgyárat és a Zsolnay Porcelángyárat. A fentiek mellett nem elhanyagolható az elmaradott infrastrukturális helyzet sem.

Az 1960-as években a további direktirányításos politika alatt a gazdasági folyamatokban a nehézipar és a vegyipar további (a mezőgazdaság fejlődéséhez kötött) erősödése mellett a feldolgozóipar is aktív szerepet kapott. Az extenzív iparosítás következtében az ipari foglalkoztatottak többsége az ún. telephelyiparban dolgozott (HORVÁTH GY. 2006). Az új könnyűipari és gépipari egységek telepítésének gócpontjai a megyeszékhelyek (jelen esetben a vizsgált területen Pécs) mellett a nagyobb települések, mint Nagyatád, Csurgó, Barcs és Szigetvár lettek. A fentiek mellett Nagyatád és Szigetvár konzervgyári, Csurgó sajtgyári tevékenysége is meghatározó. Az ipar mellett 1965 és 1975 között a mezőgazdaság szinte berobbant Magyarország fő környezetszennyezői közé (FODOR I. 1993A; 1993B; 1993C). A mezőgazdasági kibocsátások közé tartoztak olyan pontforrások, mint a koncentrált állattartó telepek szennyvizei, illetve a diffúz források, mint a műtrágya és a peszticidek alkalmazásával járó elfolyások. A fokozódó termelés egyenes következményeként megjelent az ipari szennyvíz és a szilárd hulladék problémája is, és a fentiek mellett nem elhanyagolható a közlekedés és a kommunális szennyvíz kérdésköre sem. Az 1960-as évek második felétől a szolgáltató szektor fejlődése lépett előtérbe.

Az 1970-es évek elején a tőkés világban végbement gazdasági válság a kelet-közép-európai blokk gazdaságára is hatással volt. A fejlett országok az ún. posztfordista gazdasági modellel kiléptek a válsághelyzetből. Ezzel ellentétben Magyarország gazdasági szerkezet-megújulására irányuló lehetőségeket az államszocialista politika elzárta, és konzerválta a

tömegtermelő, teljes foglalkoztatottságot fenntartó, az egyre több nyersanyagot és energiát követelő, viszont egyre szennyezőbb, egyre több hulladékot termelő ipart és mezőgazdaságot (FODOR I. 2001). A környezetterhelés csökkentésében az 1976. évi II. Törvény a környezet védelméről sem váltotta be a hozzá fűzött reményeket.

A fentiekből fakadóan Magyarország természeti környezetének állapota az 1950-es évektől kezdődően meglehetősen romló tendenciát mutatott a különböző eredetű és intenzitású szennyezések következtében. A környezeten belül a felszíni vizeink elszennyeződése is rohamosan nőtt a hazai gazdaság vízpazarló működése és az erős iparosodás eredményeként. Ez a folyamat az 1960-as években annyira felgyorsult – főképpen a kisvízhozamú folyók esetében, például Pécsi-víz –, hogy a lakossági és az ipari vízfelhasználást is veszélyeztette (NAGYMEGYERINÉ MEGYERI M. 2004). A központi tervgazdálkodás idején a szennyezés hatékony kiküszöbölésének alapvető problémája az állam kettős szerepe volt, hiszen felelős volt mind a termelésért, mind a szabályozásért, azonban hiányzott ezeknek a feladatoknak a kölcsönös ellenőrzése és szabályozása (SCHEIERLING, S. 1998).

Az 1980-as évektől a gazdasági növekedés nehezen volt tartható, a válság egyre erősödött. A hátrányos gazdasági helyzetű térségek felzárkóztatására irányuló regionális politika céljával ellentétben a területi különbségek további fokozódása következett be (FODOR I. 2001). A leghátrányosabb, a szocialista iparfejlesztésektől és vidéki iparkitelepítésektől nem érintett területeken az egyetlen foglalkoztatási és jövedelemtermelési forrás továbbra is a mezőgazdaság maradt (SZÜCS J. 1993). A korszerűtlen technológiákkal működő ipari nagyvállalatok termelésesökkenéséből adódóan ugyan csökkent a károsanyag emisszió, azonban számos magánvállalat – általában szintén környezetet nem kímélő technológiájának – megjelenésével egyrészt nőtt a környezet terhelése, másrészt átláthatatlanná vált a szennyezések eredetének és útjának nyomon követése. A mezőgazdaságban a válság ellenére tovább fokozódott a környezetterhelés és a termőhelyi adottságokat figyelmen kívül hagyó térbeli szerkezet kialakításával a rurális térségek súlyos környezetkárosodást szenvedtek (FODOR I. 1991). Tovább nyílt a közműöllő, egyre erőteljesebben jelentkeztek az elmaradott infrastruktúra problémái. Az 1980-as évek közepére–végére a környezet iránti érzéketlenség, a vállalati jövedelmezőség növelésének egyoldalú szándéka igen gyakran készletvesztésekhez, helyrehozhatatlan vagy jelentős ráfordításokkal helyrehozható környezeti károkhoz vezetett (PERCZEL GY. 1993).

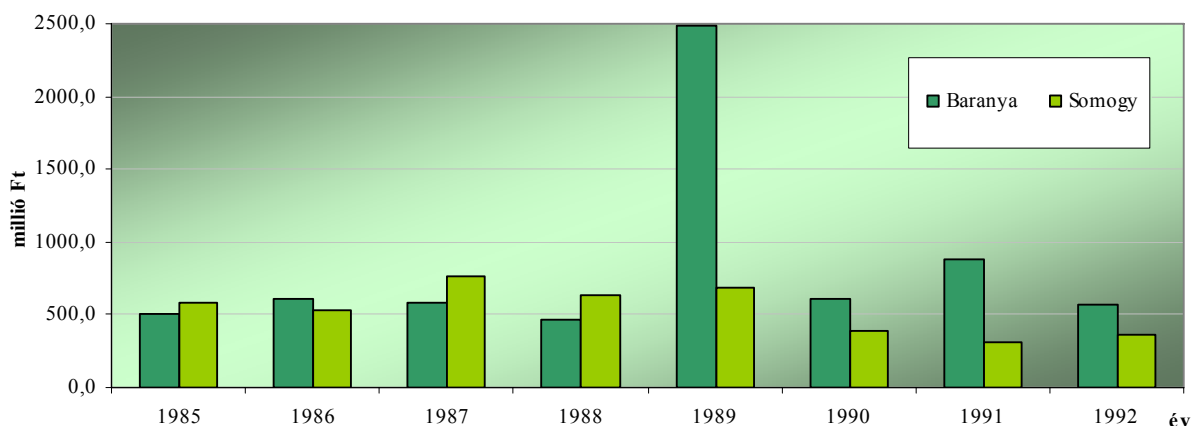
Az 1980-as évek végére kibontakozó általános gazdasági-, társadalmi-, környezeti- és ökológiai válság hatásaként a környezetszennyezés több területen mérséklődött vagy a

növekedés lassabb üteme volt megfigyelhető. FODOR I. (2006) megállapította, hogy a Dél-dunántúli régiót – néhány iparosodott térség kivételével – az ipari fejlődés megkésettsege, illetve elmaradása védte meg a súlyos ökológiai degradációtól. E mellett fontosnak tartom megemlíteni a vizsgált terület Dráva menti részein – a Dráva, határfolyó jellegéből fakadóan – a „természet-közeli állapot” fennmaradását, amely tulajdonképpen a korábbi politikai helyzetnek tulajdonítható.

1989-től kezdve a Közép-Kelet-Európai országokban, így Magyarországon is számos makrogazdasági reformot, szerkezeti és intézményi változást vezettek be, amelyek célja az volt, hogy keretet biztosítsanak a piacgazdaság kifejlődéséhez és működéséhez. A rendszerváltozást megelőző években az ipari szerkezetváltás jeleként csökkent az ipari foglalkoztatottak száma. A Dél-dunántúli régió tekintetében 1989-ben például a bányászat 26%-al, a könnyűipar 19%-al kevesebb főt foglalkoztatott, mint 1975-ben (HORVÁTH GY. 2006). A Dél-dunántúli régión belül a vizsgált területen a gazdasági átalakítás és a privatizációs folyamatok velejárójaként a régi, elavult technológiákat alkalmazó vállalatok visszafejlődése, csődje következtében az ipari tevékenység meglehetősen visszaesett, azonban ezzel együtt új vállalkozások is megjelentek, amelyek nagy része a környezetvédelmi szabályok semmibe vételével, a gyors meggazdagodás reményében fejlődött. HRUBI L. (2006) szerint az 1990 és 1995 közötti időszakban a privatizációkat követően kialakult a vállalkozásoknak az a tömege, amely lényegében az ezredforduló után is a Dél-Dunántúl gazdasági szervezeti potenciálját alkotja. A fentiek gyökeres változásokat hoztak az előző időszak fő vízszennyező ágazataiban, bár alapvetően nem azzal a céllal, hogy azok hozzájáruljanak a vízminőség javításához. TÓTH J. (1994) megállapította, hogy bár az 1990-es években bekövetkezett politikai–ideológiai váltást követően mélyreható változások történtek a gazdasági aktivitások köreiből is, a környezet állapota addigra már igen rossznak minősült.

A környezet állapotának javítására szolgáló beruházások összege 1985 és 1992 között Baranya és Somogy megyékben az országos tendenciákhoz hasonlóan alakult. Amint azt a **6.2. ábra** és az **5. melléklet** is jól szemlélteti, 1988-ig többnyire Somogy megye járt elől a környezetvédelmi beruházásokra fordított összegek tekintetében, majd ezt követően 1989-től a Baranya megye koncentrált inkább a korábban használt technológiák javítására, illetőleg a korszerűbb, kevésbé szennyező technológiák alkalmazására. Somogy megyében a környezetvédelmi beruházások „csúcsa” 1987-re esik, ehhez képes 1991-re közel 60%-al csökkent az arra fordított összeg. Baranyában a legnagyobb volumenű beruházások 1989-ben

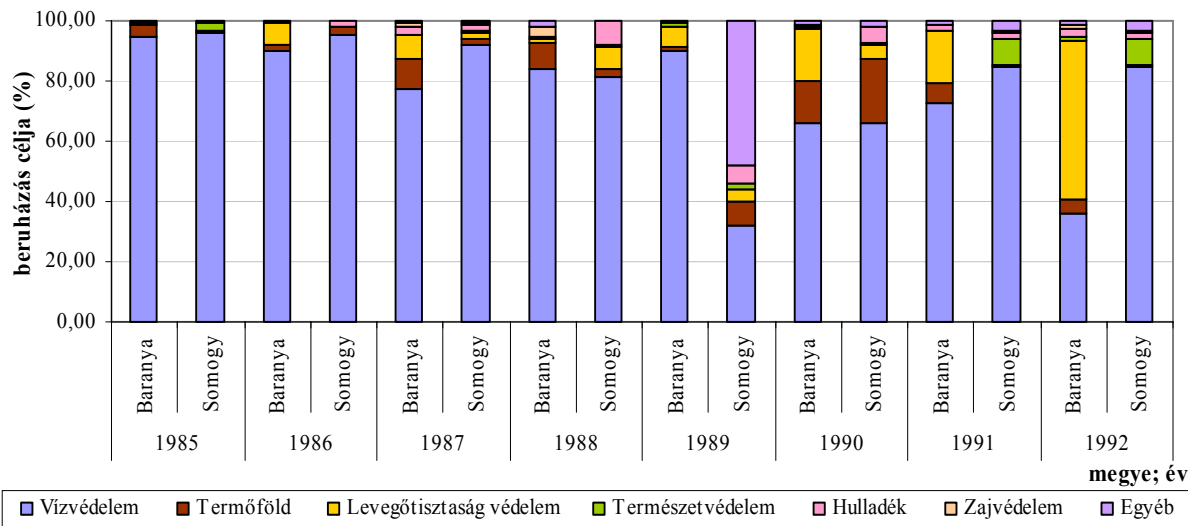
történtek, ennek az összege a korábbi és az azt követő évekhez képest megközelítőleg 3-4-szeres.



6.2. ábra: A környezetvédelmi beruházásokra fordított összegek Baranya és Somogy megyékben 1985 és 1992 között

(Forrás: DDKVF 1994; DDKVF 1995 adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A megyék bruttó termelését és a környezetvédelmi beruházásokat tekintve (5. melléklet) megállapítható, hogy a megyék bruttó termelésének visszaesése a csúcsokat követően nagyobb mértékű, mint a környezetvédelmi beruházásoké. Ennek okaként többnyire sajnos nem új beruházások megvalósítása, hanem a korábbiak elhúzódó befejezése adható meg.



6.3. ábra: A környezetvédelmi beruházások célok szerinti megoszlása Baranya és Somogy megyékben 1985 és 1992 között

(Forrás: DDKVF 1994; DDKVF 1995 adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A fenti ábra a környezetvédelmi beruházások célok szerinti megoszlását mutatja, amelyet a dolgozat témájából adódóan releváns adatok tekintetében fontosnak tartok kiemelni. Megállapítható, hogy Somogy megyében az 1987-es beruházási „csúcs” 92%-ban, míg a Baranya megyében az 1989-es „csúcs” 90%-ban vízvédelmi beruházást takart. Összességében megállapítható, hogy a környezetvédelmi beruházások 65–95%-át, azaz nagy részét 1989. év

Somogy és 1992. év Baranya kivételével a vízvédelmi célokra fordított összeg teszi ki. Az 1985 és 1992 közötti időszak tekintetében mindkét megyében az 1985-ös év tekinthető vízvédelmi beruházási „csúcshoz” (94,73%; 95,76%). Ehhez képest Baranya megyében a vízvédelmi célú beruházásokra fordított összeg aránya 1989-ig lassan csökkent, illetve stagnált, míg ezt követően rohamosan csökkent. Baranyában e mellett kiemelendő, hogy a levegőtisztaság védelmére fordított összeg 1985. évhez képest 1992-ben több mint 100-szorosára nőtt. Ennek a jelentősége szintén nagy, bár a vízminőség változásával kapcsolatban közvetett. A kapcsolat az elemek biogeokémiai körforgásában keresendő, környezeti kémiai szempontból, a troposzférából száraz vagy nedves kiülepedéssel a hidroszférába jutó szennyező anyagok káros hatása nem elhanyagolható. Somogy megyében a százalékos arány 1987-ig tulajdonképpen stagnált, majd 1989-re közel 1/3-ára esett vissza, az ezt követő években lassú növekedés volt tapasztalható.

A rendszerváltáshoz kapcsolódóan a fentiek mellett nem elhanyagolható a környezetvédelmi intézmények és szervezetek kialakulása, átalakulása és az új vízminőségvédelmi tanácsadó, szabályozó és ösztönző intézkedések megjelenése sem. Azonban éppen a rendszerváltás folyamata akut forráshiányhoz is vezetett, így számos gazdaság igen rossz anyagi helyzetbe került. Ebből, illetve a szerkezeti és szervezeti változásokból fakadóan az ipari, a mezőgazdasági és az egyéb tevékenységek, és a tényleges fenntartható fejlődés fogalma csak az 1990-es évek közepétől kapcsolható össze. SCHEIERLING, S. 1998-ban megjelent tanulmányának összegzése szerint a fejlesztések alapján nem várható a közeljövőben, hogy a Közép-Kelet-Európai országokban elfogadják ugyanazokat a vízminőségi célokat, mint az EU tagországokban.

Magyarországon az első átfogó környezetvédelmi program az 1997–2002 közötti időszakra vonatkozó Nemzeti Környezetvédelmi Program (NKP-I) volt, amely kijelölte a magyar környezetpolitika általános – az EU környezetpolitikájával összhangban lévő – céljait, cselekvési irányait és a környezeti elemek, rendszerek, valamint hatótényezők szerint határozta meg a követendő célkitűzéseket, illetve az azokhoz kapcsolódó beavatkozási tervrendszert. A 2003–2008 közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Program (NKP-II) a tervezés és a végrehajtás során figyelembe vette az átfogó társadalom- és gazdaságfejlesztési programokat és épít a már meglévő ágazati szakpolitikákra, szakterületi tervekre, programokra (például: Vízgazdálkodás Országos Konceptiója; Ivóvízminőség-javító Program; Ivóvízbázisvédelmi Program; Nemzeti Települési Szennyvíz-elvezetési és -tisztítási Megvalósítási Program; Országos Környezeti Kármentesítési Program; Országos Hulladékgazdálkodási Terv; Nemzeti Agrár-környezetvédelmi Program). A kitűzött célok

elérésével a felszíni vizeink vízminőségének javulása remélhető. A vízgazdálkodásban a teljes stratégiaváltás egyik fő pillére a már említett Európai Unió Víz Keretirányelve. A Keretirányelv a vízgazdálkodás egészére vonatkozik, jogilag írja elő a vízgazdálkodás vízgyűjtőkre való építését és vízgyűjtő szinten való koordinálását. A VKI-nak a dolgozatomhoz szervesen kapcsolódó részeit az előző fejezetben már ismertettem.

6.2 SZENNYVÍZKEZELÉS

A Dráva (rész)vízgyűjtő felszíni vizeinek vízminőségi alakulására jelentős hatással bír a vízfolyásokba közvetlenül, illetve közvetve (közcsatornahálózat révén) bevezetett kommunális és az ipari szennyvizek mennyisége, és azok szennyezőanyag terhelése.

6.2.1 Szennyvízelvezetés, kezelés és elhelyezés az 1960-as évektől az 1980-as évek végéig

A vizsgált területen az 1960. évi felmérés (OVF 1965) szerint csak Pécs rendelkezett központi szennyvízcsatorna hálózattal, amelynek hossza 98 km volt. A központi szennyvíztisztító ekkor tulajdonképpen csak ülepítő és iszaprohasztó volt. A (rész)vízgyűjtő egyéb településein sem a kommunális-, sem az ipari szennyvízhelyzet, sem a csapadékvíz elvezetése nem volt megoldott. A Vízgazdálkodási Kerettervben (OVF 1965) az 1980-as határidejű „fejlesztési időszak” végére az ipari létesítmények esetében az 1960-as állapothoz viszonyítva több mint kétszeres szennyvíz kibocsátásra számítottak, és ezt figyelembe véve javasolták a szennyvíztisztítás helyzetének javítását. A szennyvizek elvezetésének, kezelésének és elhelyezésének javítását ebben az időszakban az elszennyeződött élővízfolyások következtében megjelenő ipari, vízellátási-, öntözővíz-szolgáltatási és a halastó-tápvíz nehézségek, illetve az egészségügyi problémák miatt is szükségserűnek tartották. A **6.1. táblázat**ban a vizsgált területen a felszíni vizek vízminőségével kapcsolatba hozható ipari létesítményeket foglaltam össze.

6.1. táblázat: Ipari szennyezőforrások a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén az 1960-as években

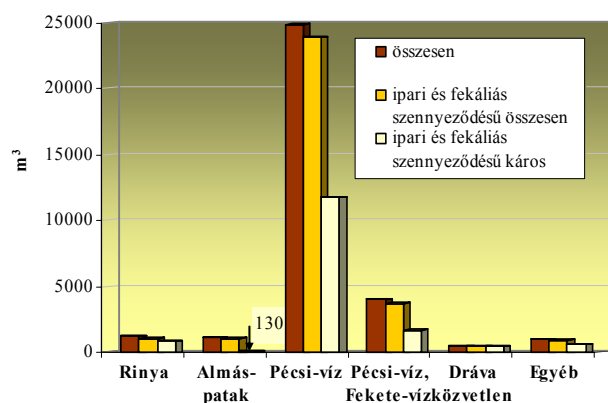
Kibocsátás jellege	Ipari létesítmény	Szennyvíztisztítás/elvezetés	Befogadó
Bányászat és kitermelő ipar	Pécsi Szénbányászati Tröszt	nincs; közvetlenül a befogadóba	Pécsi-víz
	István akna	helyi biológiai tisztítás után a befogadóba	
	Széchenyi akna bányauzemek	helyi tisztítás után a befogadóba	
	Uránbánya	helyi tisztítás után a befogadóba	
Feldolgozóipar			
Élelmiszeripar	Pécsi Sörgyár	városi szennyvízcsatornán keresztül a szennyvíztisztító telepre; mechanikai tisztítás után a befogadóba	Pécsi-víz
	Baranya megyei Tejipari Vállalat		
	Vágóhid		
	Litke Pezsgógyár	nincs; közvetlenül a befogadóba	Rinya (Babócsai-Rinya)
	Szigetvári Konzervgyár	nincs; közvetlenül a befogadóba	Almás-patak

Textil- és bőripar	Pécsi Bőrgyár	közvetlenül a városi szennyvíztisztító telepre; mechanikai tisztítás után a befogadóba	Pécsi-víz
	Pécsi Kesztyűgyár	városi szennyvízcsatornán keresztül a szennyvíztisztító telepre; mechanikai tisztítás után a befogadóba	
	Nagyatádi Cérnagyár	nincs; közvetlenül a befogadóba	Rinya (Babócsai-Rinya)
	Szigetvári Cipőgyár	nincs; közvetlenül a befogadóba	Almás-patak
	Drávaszabolcsi Kendergyár	nincs; közvetlenül a befogadóba	Dráva
Fa- és papíripar	Dráva Faipari Művek	nincs; közvetlenül a befogadóba	Dráva
Vegyipar, kőolajfeldolgozó ipar	Agrária Keményítőgyár	városi szennyvízcsatornán keresztül a szennyvíztisztító telepre; mechanikai tisztítás után a befogadóba	Pécsi-víz
Nemfém ásványi termékek előállítása	Zsolnay Porcelángyár	városi szennyvízcsatornán keresztül a szennyvíztisztító telepre; mechanikai tisztítás után a befogadóba	Pécsi-víz
Gépipar	Sopiana Gépgyár	városi szennyvízcsatornán keresztül a szennyvíztisztító telepre	Pécsi-víz
Egyéb feldolgozóipar	Állati Fehérje és Melléktermékeket Feldolgozó Vállalat Pécsi Telephelye	nincs; közvetlenül a befogadóba	Pécsi-víz
Villamos energia előállítása és elosztása	Pécsújhegyi Hőerőmű	nincs; közvetlenül a befogadóba	Pécsi-víz
	Pécsi Kokszművek *		

*: üzemen belüli gyűjtőcsatorna rendszert, fenolos átemelő telepet alakítottak ki, amellyel a szennyvizet a szénbánya salak és palahányójára nyomatták; azonban ez az elszikkasztási módszer nem volt kielégítő, mert a csurgalékvizek még így is jelentős fenoltartalommal kerültek a befogadóba.

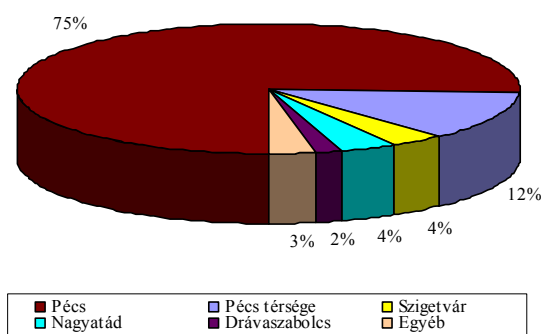
(Forrás: OVF 1965 adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Amint azt a fenti táblázat is mutatja a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén az ipari létesítmények által kibocsátott szennyvizek a bányászat és kitermelő iparból, a hozzá kapcsolódó villamos energia előállításából és elosztásából, valamint a feldolgozóiparból kerültek ki. Az ipari tevékenységek tekintetében az 1990-es évek elejéig tulajdonképpen a fenti kibocsátók és azok jogutódjai tekinthetők mind az ipari szennyvízzel, mind az ipari eredetű hulladékkal kapcsolatos problémák kiindulópontjainak.



6.4. ábra: A felszíni vizekbe kibocsátott ipari szennyvizek mennyisége annak szennyezettsége szerinti bontásban a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 1960-ban

(Forrásaik: OVF 1965 adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)



6.5. ábra A felszíni vizekbe bevezetett ipari vízkibocsátás mennyisége a szennyező forrás települések közti megoszlásban a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 1960-ban

A 6.4. ábra mutatja, a vizsgált területen 1960-ban összességében a Pécsi-víz részvízgyűjtő ipari szennyvíz terhelése volt a legnagyobb, a legkisebb terhelést kapó Dráva közvetlen

részvízgyűjtőhöz képest közel 50-szeres. (A Pécsi-víz, Fekete-víz csoport a nem egyértelmű forrásadatok (OVF 1965) következtében került külön egységbe, itt a Pécs térségéről bevezetett szennyvizekről van szó.) A részvízgyűjtőket érő összes terhelés 84–100%-a ipari és fekáliás szennyeződésű volt és ennek 50–80%-a (kivéve az Almás-patakot érintő 12%) káros szennyvíz. A káros ipari szennyvizek fogalmán a 60-as években készült tanulmányok a mérgező cián, fenol, kátrány, lúg, sav, olaj és magas szervesanyag tartalmú szennyvizeket értették. A **6.5. ábrából** kitűnik az ipari szennyvizek kapcsán 75%-al Pécs és 12%-al Pécs térségének érintettsége. Az egyéb kiemelendő ipari szennyvízkibocsátók Szigetvárhoz (konzervgyár, cipőgyár) és Nagyatádkhoz (konzervgyár, cérnagyár) azonos százalékban köthetők. A legkisebb terhelés a drávaszabolcsi kibocsátások révén érte a Drávát. A **6. melléklet**ben elhelyezett táblázat a fentiekkel kapcsolatban szolgál adatokkal. Megállapítható az is, hogy az ipari szennyvíztisztítóban teljesen megtisztított szennyvizek csupán 2%-ot képviseltek (Pécshez köthetően), a részlegesen megtisztítottak 37%-ot (Pécshez és Pécs térségéhez köthetően). A központi szennyvíztisztítóban (Pécs) a tisztításra szoruló mennyiségnek csak 19%-a került kezelésre.

A Dráva (rész)vízgyűjtőjén az 1960-as, 1970-es években tovább nőtt a felszíni vizek terhelése. Az újabb ipari üzemek, telephelyek létesítése, az intenzív mezőgazdasági termelés és az urbanizáció hatásaként tovább nőtt a fajlagos vízfelhasználás és ezzel együtt ugrásszerűen nőtt a kibocsátott és tisztítandó szennyvíz mennyisége is. A felszíni vizeket közvetlenül, illetve közvetve szennyező tevékenységek sora a **6.1. táblázathoz** képest az 1980-as évek végéig a következőkkel bővült.

6.2. táblázat: Újabb ipari szennyezőforrások a Dráva (rész) vízgyűjtő vizsgált területén az 1980-as években

Kibocsátás jellege	Ipari létesítmény	Szennyvíztisztítás/elvezetés	Befogadó
Feldolgozóipar			
Élelmiszeripar	Csburgói Sajtüzem	nincs–elégtelen; közvetlenül a befogadóba	(Márjás-patak) Dombó-csatorna
	MÖBIUSZ Húsipari Vállalat Pécsi Baromfifeldolgozó Vállalat	városi szennyvízcsatormán keresztül a szennyvíztisztító telepre	Pécsi-víz
	Sellyei Sajtüzem	előtisztítás után közcsatorna	(Körcsönye-csatorna) Fekete-víz
	Lábodi Húsüzem	mechanikai és biológiai részleges szvt. után a befogadóba	(Lábodi-Rinya) Rinya
Vegyipar, kőolajfeldolgozó ipar	Barcsi KEMIKAL	mechanikai, üzemi szennyvíztisztítás után a befogadóba	(Zimona-patak) Dráva
	Sellyei Agrokémia	előtisztítás után közcsatorna	(Körcsönye-csatorna) Fekete-víz
Gépipar	Danubia Gépgyár	városi szennyvízcsatormán keresztül a szennyvíztisztító telepre	Rinya
	Mechanikai Labor	városi szennyvízcsatormán keresztül a szennyvíztisztító telepre	Pécsi-víz
Szállítás. posta	Kaposvolán Nagyatádi Üzemegysége	mechanikai; közvetlenül Malom-árok	Rinya
	Pécsi Közúti Igazgatóság 22. sz. üzemi	mechanikai, szippantás	

	Mérnökség; Nagyatád		Pécsi-víz
	„Shell”Service pécsi telepe	nincs, közúti árkon keresztül	
	Áfor „BP” üzemanyagtöltő és gépkocsimosó	mechanikai; közvetlenül Malom-árok	
	BÉV. Sport úti gépkocsi forgalmi telepe	mechanikai; közvetlenül Balokányi-árok	
	BÉV. Központi Telephely	olajfogó, közvetlenül „Disznóhízalldai-árok	
	MÁV; Pécsbányarendező Pályaudvar	nincs, elfolyik	
	Pannon Volán, Pécs	nincs, városi csapadécsatormán keresztül	
	ÁFOR Pellérd	olajfogó, „ÁFOR”árkon keresztül	

(Forrás: DDVIZIG 1979; DDVIZIG 1985; DDVIZIG 1986A; DDVIZIG 1986B adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A szállítmányozással kapcsolatos tevékenységeket elsősorban a rendkívüli szennyezések miatt tartottam fontosnak itt megjeleníteni.

Bár ebben az időszakban több kis- és közepes méretű szennyvíztisztító épült, a keletkező szennyvíz mennyiségét és elvezetését nem mindig követte a tisztítók méretezése. A tisztítók túlterhelésén túl a tisztítás hatásfoka többnyire csak a mechanikai vagy részleges biológiai tisztításnak felelt meg. A 2/1979. OVH sz. rendelkezésben foglaltak alapján az ipari üzemek esetében az élelmiszeripari szennyvizeket a települési szennyvízközműre kellett kötni. Ez újabb problémát jelentett, ugyanis nem minden üzem rendelkezett előtisztító művel a rákötés előtt, ami a szennyvíztisztító mű hatásfokát negatív módon befolyásolta (DDVIZIG 1979). Az 1980-as évek elején megtörtént a Nagyatádi Konzervgyár szennyvizének közcatornára való kötése, így a Rinyát (Babócsai-Rinyát) „csak” a hűtővizének bevezetésével terhelte. Azonban továbbra is problémás maradt a Csurgói Sajtüzem, amely tejipari szennyvizével a Márjás-patakot tulajdonképpen folyamatosan szennyezte. A Dráva a Barcsi KEMIKÁL ipari szennyvíztisztító műtárgyainak gondatlan kezelése miatt a Zimona-patakon keresztül közvetve gyakran szennyeződött. A vízgazdálkodásban további problémaként merült fel, hogy az esetek többségében ipari célokra ivóvizet használtak, így egyre inkább előtérbe került az ipari vízhálózat kialakításának szükségessége.

1985 után a jelentősebb ipari üzemek korszerűsítették a vízgazdálkodásukat, illetve technológia-váltásokkal, -újításokkal csökkentették a szennyezőanyag kibocsátásukat. A Dráva (rész)vízgyűjtőn az ipari szennyvizeik többségét a lehetőségekhez mérten a közcatornára kötötték. A Rinya részvízgyűjtőn a Nagyatádi Konzervgyár és a Nagyatádi Cérnagyár szennyezése időszakosan igen jelentős volt (FODOR I. – SCHUBERT J. szerk. 1991A). A Konzervgyár esetében az egyik problémát a szennyvíz előtisztításának alacsony szintje (az üzemben), a másikat a szennyvíz városi szennyvíztelepre való juttatása okozta; ugyanis annak túlterheltségéből adódóan az onnan elfolyó szennyvíz minősége kedvezőtlen maradt. A

Cérnagyár 1990-ben helyezte csak üzembe ipari szennyvíztisztító berendezését. Barcon a városi szennyvíztisztító telep kapacitásának bővítése után a jelentősebb ipari üzemeket közcsatornára kötötték. A Csurgói Sajtüzem üzemi rekonstrukció után 1989. május eleje óta újra üzemelt, de szennyvize továbbra sem került közcsatornára (FODOR I. – SCHUBERT J. szerk. 1991A). A Fekete-víz részvízgyűjtőhöz tartozó Almás-patakot korábban közvetlenül szennyező Szigetvári Konzervgyár a szennyvizének és a szennyezett csapadékvizeinek elhelyezésére nyárfás öntözőtelepet létesített, amelyet 1988-ban korszerűsítettek. A Pécsi-víz szennyezésében közrejátszó Pécsi Bőrgyár az üzemen belül az 1980-as évek elejétől részbiológiai szennyvíztisztítót üzemeltetett, annak azonban üzemeltetési problémák miatt a 80-as évek végére szükségessé vált a rekonstrukciója. A Zsolnay Porcelángyár a termelési technológiából adódóan 1989-ig magas ásványi lebegőanyag tartalmú szennyvízzel terhelte a befogadót, a központi ülepítője megépítésével azonban megoldódott a nehezen ülepedő részecskék visszatartása, és ebből fakadóan megszűnt a befogadó medrének feliszapolódása is. Pécsen az élelmiszeripari üzemek esetében a korszerűtlen előtisztítók, alacsony hatékonyságú zsírfogók továbbra is problémát jelentettek, továbbá a Mecseki Szénbányáknak István aknán és Széchenyi aknán lévő kommunális szennyvíztisztítói is többnyire kis hatékonysággal működtek. A Mecseki Ércbányászati Vállalat (MÉV) szociális szennyvizének tisztítása továbbra is az üzem egyedi szennyvíztisztítójában történt.

Az ipari szennyvízhelyzet mellett a települési szennyvízkibocsátás, kezelés és elhelyezés is legalább akkora figyelmet érdemel. A Dráva (rész)vízgyűjtőn a települések közműves csatornaellátottsága az 1980-as és az azt megelőző években is az országos átlagnál alacsonyabb színvonalon állt (DDVIZIG 1986A). Ennek okaként részben az aprófalvas települési szerkezet; a kistelepülések ritkább beépítettsége, ezekből fakadóan a költséges beruházások megfizethetlensége adható meg. A közműves vízellátás elterjedésével azonban ugrásszerűen megnőtt a használt vízmennyiség korábbi módon (elszikkasztás) való „eltüntetése”, ami egyre nagyobb problémát jelentett a településeknek. A vízfolyások vízminőségének megóvása érdekében felismerték a csatornázottság és a szennyvíztisztítók kapacitásbővítésének szükségességét. A (rész)vízgyűjtőn ekkor 7 db csatornaművel és szennyvíztisztítóval ellátott település volt: Pécs, Csurgó, Nagyatád, Barcs, Szigetvár, Szentlőrinc és Sellye. A csatornázatlan területeken továbbra is maradt a többnyire házi és intézményi szennyvizeknek közvetlenül a befogadóba vagy a földtani közegbe való kijuttatása, illetve az általában műszaki védelem nélküli szennyvízgyűjtő aknába való gyűjtése és szikkasztása. A részvízgyűjtő Somogy megyére eső területén a szennyvíztisztító

kapacitás fejlesztését tekintve Nagyatádon volt a legnagyobb lemaradás, a szennyvíztisztító telep építése 1989-ig is csak részlegesen fejeződött be (DDKÖVIZIG 1989). Csurgó jelentős részén ebben az időszakban nem volt kiépített közcsatorna hálózat. A részvízgyűjtő Baranya megyére eső területét tekintve Pécssett a Megyeri úti szennyvíztisztító telep üzemelt (elkezdődött az új, Pécs-mecsekaljai telep építése), az ellátottsági mutató a 80-as évek végére 85%-os lett, azonban a peremkerületek mind ellátatlanok voltak. Szigetváron az érkező szennyvíz mennyisége többnyire elérte a tisztítótelep kapacitásának megfelelőit, míg a sellyei telep többnyire túlterhelt volt. (FODOR I. – SCHUBERT J. szerk. 1991B) Az utóbbi problémája tulajdonképpen az ipari terheléseknek tulajdonítható. A telepet ugyanis alapvetően a Sellyei Sajtüzem (Baranya megyei Tejipari Vállalat) miatt építették, majd arra néhány intézmény is rácsatlakozott és a települést valójában csak egy kicsit később „csatornázták rá”. A telep szakszerű működését a közcsatornára kötött Sellyei Agrokémia – bár előtisztítóval rendelkezett – azonban időnként a terhelésével felborította. Összességében a (rész)vízgyűjtőn egyre több település részesült vezetékes ivóvíz ellátásban – az „egészséges” ivóvízhez jutás fejlesztésének előtérbe helyezéséből fakadóan –, azonban az ivóvíz-hálózatok bővülésével a csatornahálózatok kiépítése sajnos továbbra sem tartott lépést. FODOR I. (2000) tanulmánya szerint a kistelepülések általánosnak mondható szennyvízelvezetési- és kezelési problémája elsősorban az agrártérségek környezeti terhelését fokozta.

6.2.2 Szennyvízelvezetés, kezelés és elhelyezés az 1990-es évek elejétől

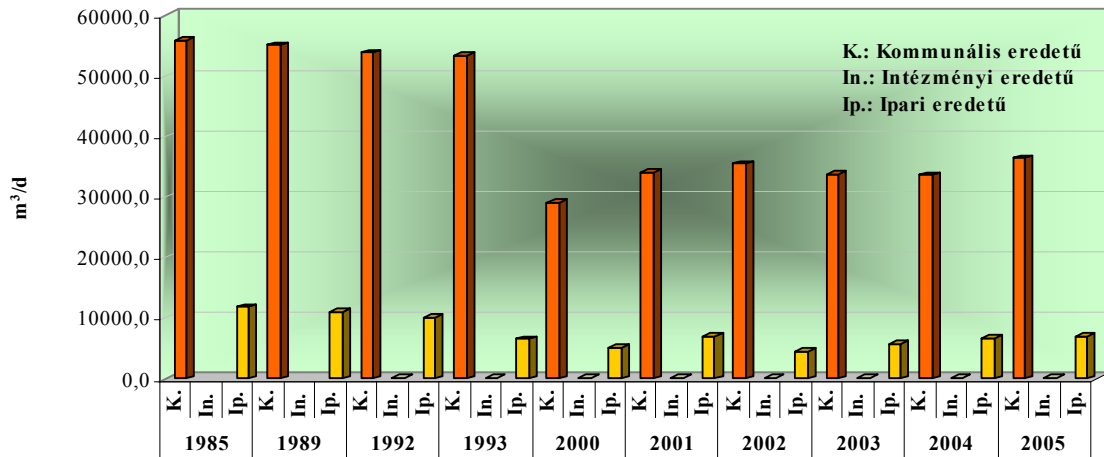
Magyarországon a szennyvízelvezetés és kezelés helyzetében az önkormányzatokról szóló 1990. évi LXV. Törvény hozott alapvető fordulatot, amely egyrészt az önkormányzatok részére kötelező feladatkörbe helyezte a vízi közszolgáltatások megszervezését 2003-tól, másrészt ellátási felelősség keretébe az egészséges vízellátásról való gondoskodást. A felszíni vizekbe vezetett szennyvizek mennyisége (1975 és 2001 között) – országos szinten – először az 1985-ös „csúcs”-ot követően 1993-ban csökkent nagyobb mértékben, majd stagnált, 1997-ben, illetve 2001-ben minimum értékek tapasztalhatók (NAGYMEGYERINÉ MEGYERI M. 2004). Az 1993-as csökkenés az akkortól végrehajtott nagyarányú fejlesztéseknek köszönhető, ugyanis az állam a települések csatornázási és szennyvíztisztítási fejlesztéseit „beemelte” a céltámogatásban részesülő fejlesztések körébe (NAGYMEGYERINÉ MEGYERI M. 2004). Ezt követően, Magyarország EU-hoz való csatlakozási szándéka következtében feladatként jelent meg az EGK 91/271 számú irányelvének jogrendbe illesztése és megvalósítása. Ez alapján minden 2000 LE-nél nagyobb település esetében, illetve minden 2000 LE-nél kisebb, de

vízminőségvédelmi szempontból kiemelt érzékenységgű területen fekvő település esetében települési csatornahálózatot és települési szennyvíztisztító telepet kell kiépíteni legalább mechanikai és biológiai tisztítási fokozattal. Minden 10000 LE-nél nagyobb településen harmadik tisztítási fokozat (foszfor- és nitrogén-eltávolítás) kiépítését is el kell végezni. Ezeknek az elvárásoknak való megfelelés módját a Nemzeti Települési Szennyvízelvezetési és -Tisztítási Megvalósítási Program szabályozza. Az EU csatlakozási tárgyalásokon a közműves szennyvízelvezetés- és tisztítás fejlesztési kötelezettségek tekintetében átmeneti mentességet kapott, a következő határidőkkel:

- 10000 LE terhelés feletti szennyvízelvezetési agglomerációkban, érzékeny befogadók esetén, közműves szennyvízelvezetés, biológiai szennyvíztisztítás, nitrogén- és foszforeltávolítás: *2008. december 31.*
- 10000 LE terhelés feletti szennyvízelvezetési agglomerációkban, közműves szennyvízelvezetés, biológiai szennyvíztisztítás: *2010. december 31.*
- 2000–15000 LE terhelés közötti szennyvízelvezetési agglomerációkban, közműves szennyvízelvezetés, biológiai szennyvíztisztítás: *2015. december 31.*

A fentiek mellett az Egyedi Szennyvízkezelés Nemzeti Megvalósítási Program az egyedi szennyvízelvezetési megoldásokat, illetve a közműves szennyvízelvezető és -tisztító művel gazdaságosan el nem látható területeken a szennyvizek ártalommentes elhelyezését célozza meg.

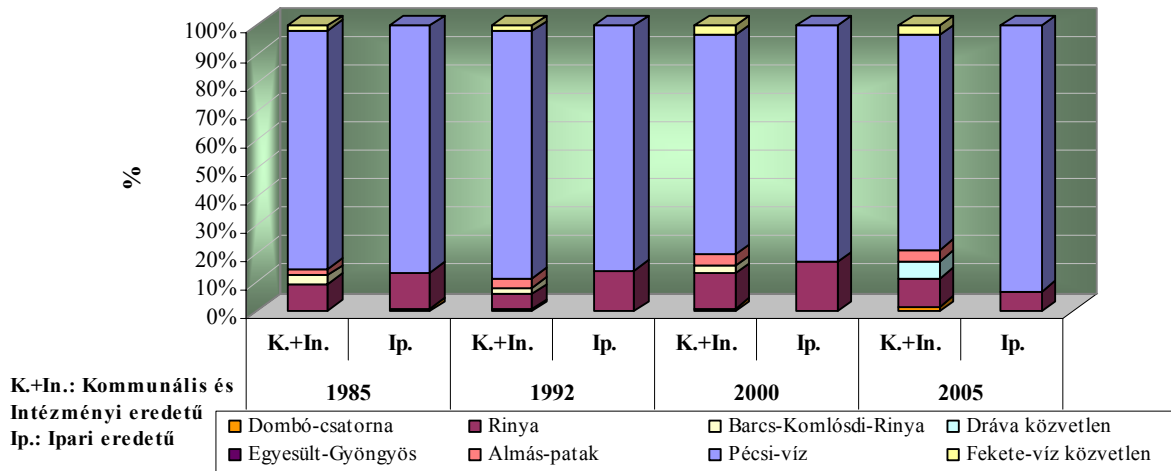
Amint azt a **7. melléklet** adatai is mutatják, a vizsgált területen a Drávába bevezetett szennyvizek mennyisége 1985. évhez képest 2000-re a felére csökkent, és bár 2001-ben egy kicsit emelkedett, azóta tulajdonképpen stagnálás tapasztalható. 2000 évhez képest 2005-re összességében 9%-al nőtt a befogadóba kerülő szennyvíz mennyisége. A (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a VKI szerinti két vízgyűjtő-tervezési alegységek tekintetében a vizsgált években a kibocsátott szennyvizek mennyiségének nagyobb része, 1989-ben 89%-a a Fekete-víz alegységről származott, majd 2000-től ez 82–84%-ra csökkent. Okként a Fekete-víz alegységen az ipari szerkezetváltásból fakadó termeléses csökkenés és a korszerűbb ipari és szennyvízkezelő technológiák megjelenése, illetve arányaiban a Rinya-mente alegység csatornázottságának javulása adható meg.



6.6. ábra: A felszíni vízfolyásokba bevezetett szennyvizek mennyisége 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában
(Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A bevezetett szennyvizek eredetét tekintve megállapítható, hogy a kommunális szennyvizek az összesnek 1985-ben több mint 82%-át képezték, 1993-ban mintegy 89%-át, majd 2000-tól ez az érték többnyire 85% körül mozgott. (Itt jegyezném meg, hogy a „kommunális eredetű” alatt a települési szennyvíztisztítók által megtisztított szennyvíz értendő, amely magába foglalja a közcsatornára kötött ipari szennyvizet is, így pontosabban települési szennyvíznek is nevezhető.) A bevezetett települési szennyvíz mennyisége 2000-ben az 1993. évihez képest megközelítőleg a felére csökkent. Ebből és a **6.6. ábrából** is megállapítható, hogy a bevezetett szennyvizek mennyiségének csökkenő tendenciája a (rész)vízgyűjtőn a települési szennyvíz mennyiségének jelentős csökkenéséből adódik. Az ipari szennyvizek tekintetében 1992 után látható változás, az 1985. évi kibocsátáshoz képest 1993-ban majdnem felére esett vissza, azóta tulajdonképpen stagnál. Az intézményi szennyvizek a (rész)vízgyűjtőn az 1990-es évek elejétől a Szociális Otthonokból származnak. A csökkenő szennyvízkibocsátás okaiként egyrészt a vízfelhasználás jelentős csökkenése, másrészt az ipari létesítmények megszűnése, a termelés csökkenése, az üzemi vízgazdálkodási korszerűsítések, továbbá a szennyvízhasznosítás adhatók meg, amelyek a közcsatornán elvezetett szennyvíz mennyiségét is mérsékeltek, a növekvő csatornázottsággal szemben.

A dolgozat alapcéljából fakadóan a **6.7. ábra** az egyes részvízgyűjtők közti megoszlásban mutatja az időbeli változásokat.

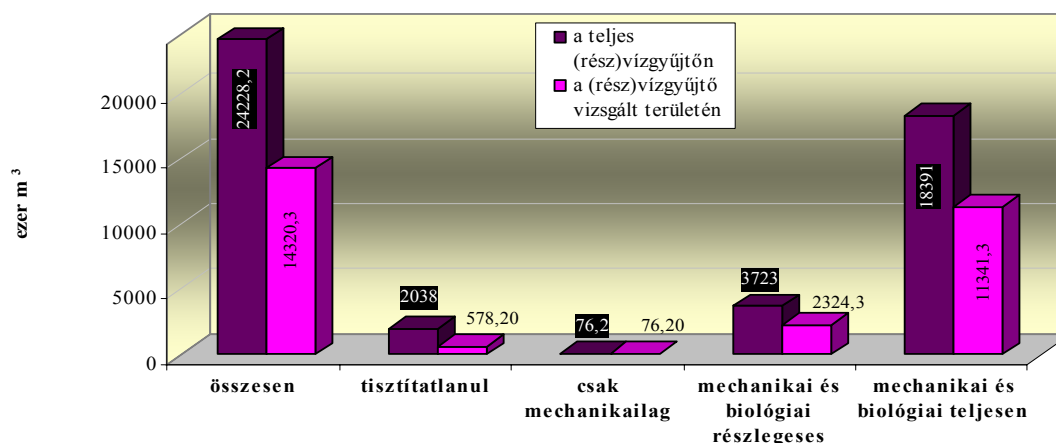


6.7. ábra: A felszíni vízfolyásokba bevezetett szennyvízkibocsátás a részvízgyűjtők közti megoszlásban 1985, 1992, 2000 és 2005 években a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén
(Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A fentiek alapján megállapítható, hogy az ipari szennyvízkibocsátások a vizsgált években többnyire a Rinya és a Pécsi-víz részvízgyűjtőkön domináltak, ezek mellett 1985-ben a Dombó-csatornával kapcsolatba hozható Csurgói Sajtgyár képviselt alig 1%-ot. A két előbbi részvízgyűjtő tekintetében a Rinyához köthető Nagyatád 7–17% között szerepelt a Pécsi-vízhez köthető Pécs, amely 83–93% között adta az ipari kibocsátás jelentős részét. A kommunális és intézményi szennyezők tekintetében szintén Pécs, így a Pécsi-víz részvízgyűjtő a legterheltebb, összességében a kibocsátott mennyiség 75–84%-át képezte. A többi részvízgyűjtőn lévő szennyvíztisztító telep egyre nagyobb részfoglalása a vizsgált terület egyre nagyobb mértékű csatornázottságával kapcsolható össze.

A kibocsátott szennyvizek mennyiségének csökkenése azonban a probléma csak egyoldalról történő megközelítése. Meg kell vizsgálni azt is, hogy miképpen alakult a kibocsátott szennyvizek minősége. A probléma további boncolása előtt szükségesnek tartom megjegyezni, hogy Magyarország felszíni vízkészletének közel 96%-a külföldről érkezik, így például a Dráva esetében az általam vizsgált területről a Drávába gravitáló szennyvízterhelés mellett, összességében nem elhanyagolható a Mura részvízgyűjtőről (VKI 3-1 vízgyűjtő-tervezési alegység) érkező terhelés sem. Mivel ennek a dolgotatnak nem témája a Mura részvízgyűjtő tanulmányozása, csak röviden tárgyalom ezt az esetlegesen felmerülő kérdéskört. A Drávába (a magyarországi (rész)vízgyűjtő egészét vizsgálva) 1997 és 2002 között bevezetett szennyvizek mennyiségével és minőségével kapcsolatos táblázatokat és ábrákat a 8. mellékletben foglaltam össze. Ezek, valamint a 6.8. ábra alapján megállapítható, hogy a vizsgált időszakban az 1999-es év jelentette a „csúcst” több mint 26000×ezer m³/éves terheléssel. Ehhez képest 2000-ben csökkenés, majd az azt követő két évben 24000×ezer

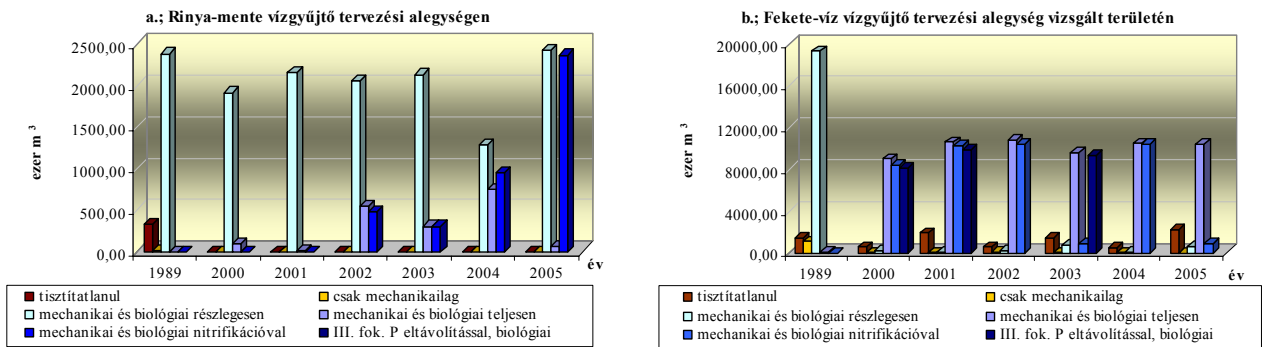
m³/év-hez közeli terhelés volt megfigyelhető. 2002-ben a Magyarországról a Drávába bevezetett szennyvizek összes mennyiségének közel 60%-a érkezett a vizsgált területről. A bevezetett szennyvizek tisztítási módját tekintve megállapítható, hogy a tisztítatlanul bevezetett szennyvizek mennyisége összességében a vizsgált évek (1997–2002) alatt 8%-ra nőtt.



6.8. ábra: A felszíni vízfolyásokba bevezetett szennyvizek mennyisége a kezelése szempontjából 2002-ben a teljes magyarországi (rész)vízgyűjtő és a (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában (Forrás: Vizeink minősége 2002; DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

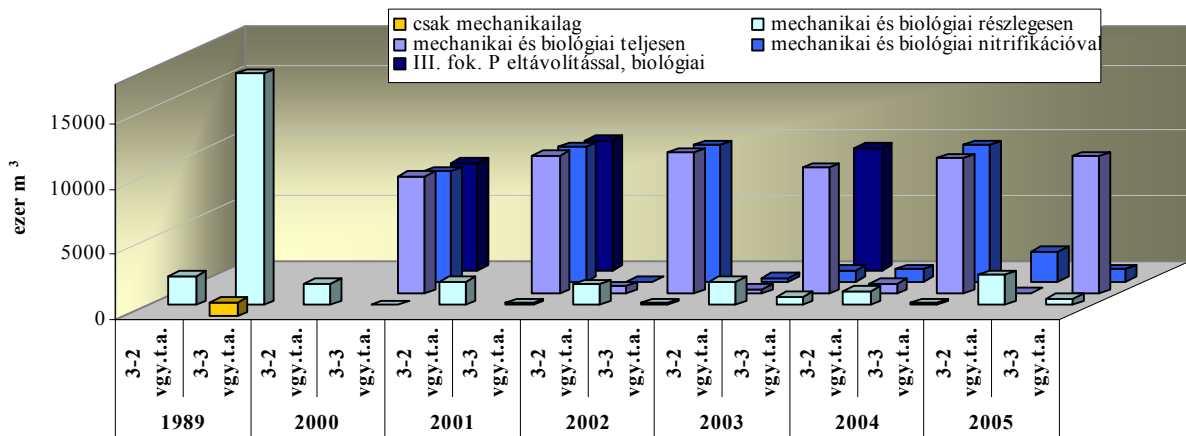
A tisztítatlanul érkező szennyvizek területek közti megoszlását vizsgálva megállapítható, hogy 2002-ben a vizsgált területen kívülről érkezett szennyvizek 15%-a volt tisztítatlan, a vizsgált területről érkezett 4%-al szemben. Ez a nagyságrendi arány feltételezhetőleg a korábbi években is fennállt. A mechanikailag és biológiailag részlegesen tisztított szennyvizek aránya 2002-ben a két területen közel megegyező volt; 14% (Mura alegység) és 16% (vizsgált terület). A mechanikailag és biológiailag teljesen megtisztított szennyvizek mennyisége 1997 és 2002 között összességében 76–84% között mozgott; 2002-ben a vizsgált területen volt a nagyobb mintegy 80%, ez a Mura alegységen 71%-nak adódott. A szennyezőanyag terhelések tekintetében a **9. melléklet** táblázata és ábrái alapján megállapítható, hogy az 1997 és 2002 közötti időszakban az extrahálható anyag mennyisége és a KOI_k paraméterrel mért szervesanyag mennyisége tulajdonképpen stagnált; az ammónium–nitrogén paraméter terhelése az 1998-ban az előző évihez képest 50%-ra esett vissza, azóta stagnál. A bevezetett szennyvizek összes lebegő anyag tartalma 1997-hez képest 1998-ra kb. 1/3-ra csökkent, 2000-től stagnál az 1997-es érték megközelítőleg 1/4-részen. Az összes oldott anyag tartalom azonban az öt év alatt emelkedett, 1997-hez képest 2002-ben több mint 20%-al.

A Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területét a VKI szerinti két vízgyűjtő-tervezési alegységre tovább bontva a **6.9. ábra** és a **10. melléklet** alapján a következő megállapítások tehetők.



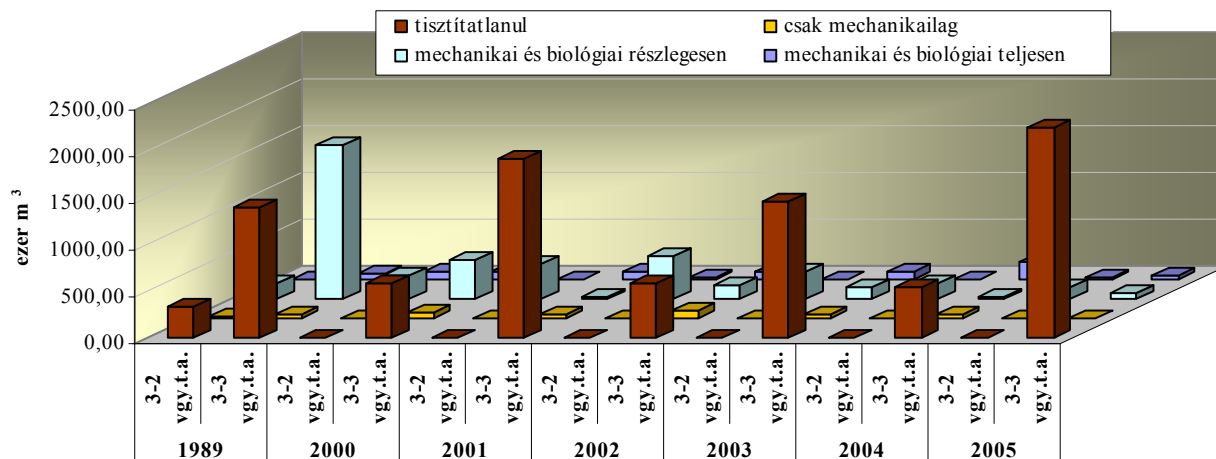
6.9. ábra: A felszíni vizekbe bevezetett szennyvizek mennyisége kezelés szempontjából a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén 1989, 2000–2005 években (Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A (rész)vízgyűjtőn a tisztítatlanul bevezetett szennyvízmennyiség 1989-hez képest (7%) 2000. évre 1/3-ára csökkent, bár azt követően minden második évben többnyire 4%-ra, 2005-ben közel 12%-ra emelkedett. A Rinya-mente alegységen 2000 és 2005 között nem történt tisztítatlan szennyvíz bevezetése a felszíni vizekbe. A Fekete-víz alegységen azonban az ábra és az adatok szerint tulajdonképpen minden második évben megugrott ez az érték. Ennek oka a **6.10.** és a **6.11. ábrák** és a **10. melléklet** adatai alapján fedhető fel.



6.10. ábra: A felszíni vizekbe bevezetett települési szennyvizek mennyisége kezelés szempontjából a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente (3-2) és Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén 1989, 2000–2005 években (Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A **6.10. ábrából** jól látszik, hogy a települési szennyvizek esetében nincs tisztítatlan bevezetés, tehát marad az ipari létesítmények általi kibocsátás, amint azt a **6.11. ábra** is jól szemlélteti.



6.11. ábra: A felszíni vizekbe bevezetett ipari szennyvizek mennyisége kezelés szempontjából a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente (3-2) és Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén 1989, 2000–2005 években
(Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A fentiek és a **10. melléklet** alapján megállapítható, hogy a 3-2 alegységen a szennyezés a Nagyatádi Konzervgyárnak és a Nagyatádi Cérnagyárnak volt „köszönhető”. A Fekete-víz tervezési alegységen a tisztítatlan bevezetés a szénbányászati tevékenységnek, ezt követően a Karolina külfejtésen a bányavíz kiemelésnek, illetve a Mecsekérc zagytározó egy pontú kivezetésének volt tulajdonítható.

A csak mechanikailag tisztított szennyvizek mennyisége a (rész)vízgyűjtőn 1989-hez képest (ekkor az összes közel 5%-a) 2000-re több mint 95%-al csökkent, majd 2000 és 2005 között az összesen kibocsátott tekintetében 0,2–0,5% között mozgott. A két alegység tekintetében (**6.9. ábra**) megállapítható, hogy a csak ilyen módon megtisztított szennyvíznek többsége a Fekete-víz alegységhez köthető, a 3-2 alegységre 1989-ben mindössze csak 0,7%-a esett. Ez a néhány tized % a **6.10. ábrából** láthatóan nem települési, hanem a **6.11. ábrát** és a **10. mellékletet** áttekintve ipari eredetű volt, amely a Barcsi KEMIKAL-hoz köthető, aztán ez a szennyezés is megszűnt – ebben a formában. A Fekete-víz alegységen a csak mechanikailag tisztított szennyvíz mennyisége a fenti ábrák és a **10. melléklet** adatai alapján 1989-ben 97%-ban a pécsi szennyvíztisztító telephez köthető. Ott akkor még csak mechanikai és részleges biológiai tisztítás történt, illetve kapacitás híján csak mechanikai tisztítás. 1991-re a Megyeri úti szennyvíztisztító telepen a biológiai tisztítórendszer 50000 m³/d kapacitással üzemelt és elkezdődött az új, Pécs-mecsekaljai szennyvíztisztító telep építése és próbaüzeme 80000 m³/d mechanikai tisztító kapacitással, a biológiai tisztítóegység csak 1996-tól lépett itt üzembe. Az ipari üzemek tekintetében a csak mechanikai tisztítású szennyvíz néhány %-a a Zsolnay Porcelángyárhoz volt köthető.

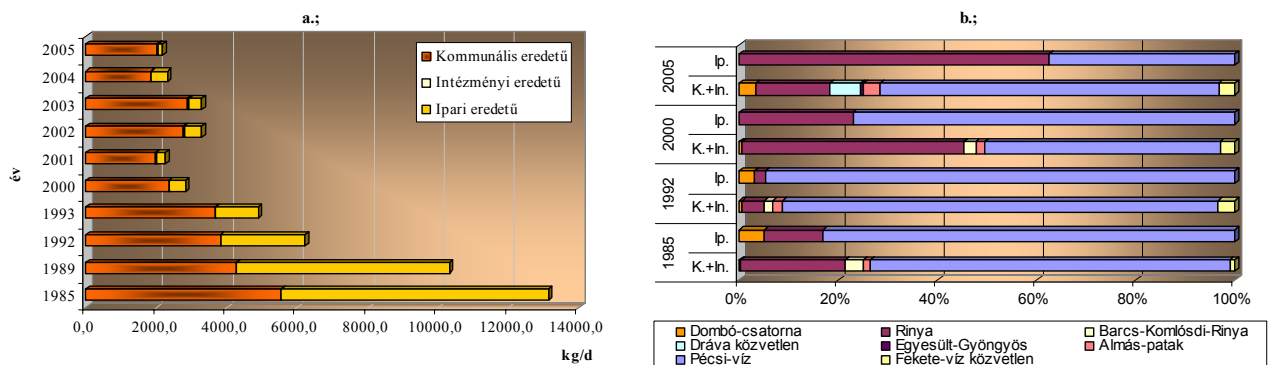
A mechanikailag és biológiailag részlegesen tisztított szennyvíz részaránya 1989-hez képest 2000-re összességében 88%-ról 18%-ra csökkent, majd 11–19%-ra állt be. Az előbbi ugyan jelentős csökkenés, azonban még mindig nagy mennyiség a tekintetben, hogy ezek a szennyvízkibocsátók tulajdonképpen a vízjogi engedélyben rögzített határértékeket nem teljesítik. Vagyis a tisztítóművek megvoltak, csak az üzemelésükkel gyakran probléma adódott. Az ilyen fokon megtisztított szennyvizek 78–94%-ban települési eredetűek voltak. Összességében, amíg 1989-ben a települési szennyvizeknek 95%-a volt részlegesen tisztított, addig 2000 és 2005 között már csak 16–21%-a; így javult a teljesen tisztított szennyvizek részaránya és az 1989-es 0%-hoz képest 2000 és 2005 között már elérte a 79–87%-ot. A részlegesen megtisztított szennyvíz összes mennyisége a két alegységre lebontva 1989-ben 89%-al a Fekete-víz alegységen jelent meg; majd 2000 és 2005 között a Rinya-mente tervezési alegységen 80–88%-al. Ennek az oka egyrészt kommunális, másrészt az ipari létesítmények oldaláról közelíthető meg. Ipari szempontból a Fekete-víz tervezési alegységen 2000 és 2005 közötti években számottevően tulajdonképpen már csak a Börgyárnak és a Széchenyi aknán lévő szennyvíztelepnek volt elégtelen a tisztítása, a Rinya-mente alegységen viszont folyamatosan problémás volt a Nagyatádi Cérnagyár és a Lábodi Húsüzem. Települési szempontból miután a 3-3 alegységen a pécsi szennyvíztisztító telepen a tisztítás mechanikailag és biológiailag teljessé vált, ez megváltoztatta az arányokat, hiszen ennek a tisztítónak a szennyvízkibocsátása alapvetően az összeshez képest 75–84% között volt; e mellett ezen a területen a sellyei és néhány évben a szigetvári telepnél volt részlegesen tisztított a szennyvíz. Ezzel szemben a Rinya-mente tervezési alegységen, amíg 1989-ben csak a csurgói, a barcsi és a nagyatádi telepről származott ilyen tisztított szennyvíz, addig a 2000 és 2005 évek között több kisebb telep (Somogytarnóca (1992–), Böhönye (2000–), Somogyszob (2003–) részleges szennyvíztisztításával is számolni kellett. (A régi barcsi és a somogytarnócai telepet 2003-tól kiváltotta az új barcsi telep.) Ezek mellett az intézményi szennyezők telepeiről is csak részlegesen tisztított szennyvíz került ki; így 1993-tól a Segesdi, 2000-től a Helesfai és 2003-tól a Lad–Gyöngyöspusztai Szociális Otthonokból.

A fentiekből várhatóan alakult a teljesen megtisztított szennyvizek mennyisége, ezeknek az összeshez viszonyított aránya 1989-ben még csak nem egészen 0,3% volt, 2000 és 2005 között már elérte a 75–80%-ot. A települési szennyvíztisztító telepek esetében a fentiekből adódóan a 3-2 alegységen néhány évben csak a csurgói, a barcsi és a böhönyei telepről származott mechanikailag és biológiailag teljesen megtisztított szennyvíz. Ezzel szemben a 3-3 alegységen 2000 és 2005 között a szennyvizek 95–100%-ban ilyen

minőségűek voltak. Az ipari létesítmények esetében a Rinya-mente alegységen a még működő tevékenységek által kibocsátott szennyvizek 0–26%-a felelt meg a vízjogi engedélyezésben megadott határértékeknek. A Fekete-víz alegységen az összes vizsgált évben csak a MÉV (Mecseki Ércbányászati Vállalat) I. üzem szennyvize volt mechanikailag és biológiailag teljesen tisztított. Az ábrák mindenütt külön tartalmazzák a „mechanikai és biológiai nitrifikációval” elnevezésű csoportot, ennek oka a kapott alapadatoknak tulajdonítható. Nitrifikáció minden biológiai telepen van, legfeljebb nem jól működik. A (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a szennyvíztisztító telepek korszerűsítésével, mindenütt az osztott teres technológiákat alkalmazták, ahol a technológián belül történik a nitrifikáció és a denitrifikáció – vagyis a nitrogén-eltávolítás. A vizsgált területen nincs kémiai tisztításként nitrogén- és foszfor-eltávolítás. A vizsgált időszakban biológiai módszerrel foszfor eltávolítás is csak a pécsi szennyvíztisztító telepen történt, 2000, 2001 és 2003 években.

6.2.3 Szennyezőanyag terhelések alakulása

A szennyező anyag terhelések tekintetében a **11. melléklet** adatai és a következő ábrák alapján az alábbiak állapíthatók meg.

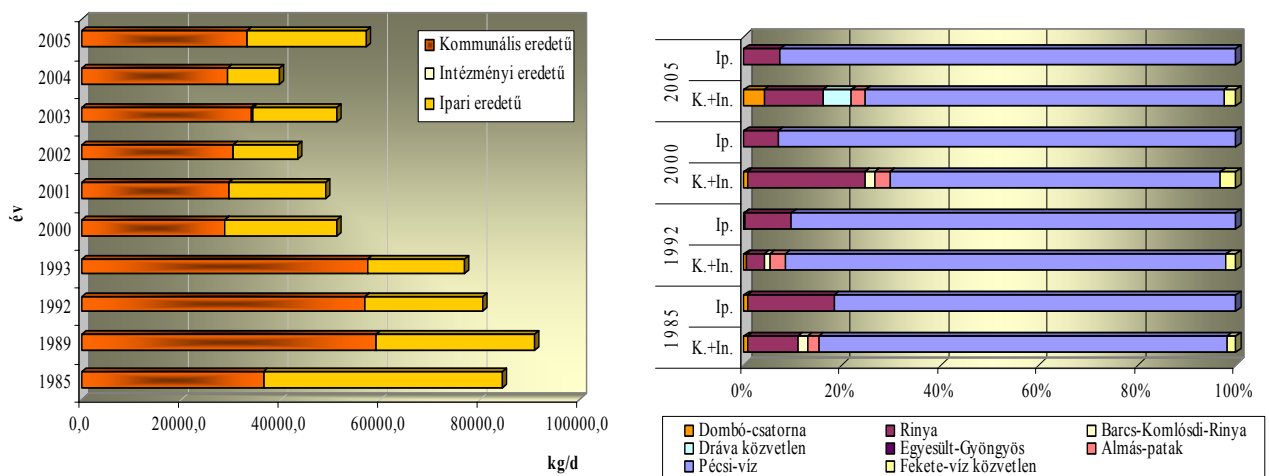


(K.+In.: Kommunális és Intézményi eredetű; Ip.: Ipari eredetű)
6.12. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése a KOI_k paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában
 (Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A kémiai oxigénigény (kálium-bikromátos) paraméter a vizek szerves (oxidálható) anyag tartalmára utal. E tekintetben megállapítható, hogy 1985 és 2005 között a (rész)vízgyűjtőn a felszíni vizekbe kerülő szennyvizek KOI_k -e, ebből következően a szervesanyag tartalma jelentősen az 1985-ös évi értékhez képest 1992-re mintegy felére, 2000-re pedig kevesebb, mint 1/3-ára csökkent. Ha a szennyvizek eredetét tekintjük, akkor – a **6.12. a., ábrából** is jól láthatóan – megállapítható, hogy amíg 1985-ben a szervesanyagok közel 58%-a az ipari létesítményekhez volt köthető, addig 2000 és 2005 között már csak 6-16%-a. Másrészt hogy a

települési szennyvíztelepekről származó tisztított szennyvíz KOI_k -e 2005-re az 1985. évihez képest 60%-al csökkent, míg az ipari létesítményekből származóké 98%-al. Összességében az ipariak csökkenésének oka a termeléseszközökben, tisztítási technológiák korszerűsítésében, illetve egyes ipari üzemek közcsatornára való kötésében keresendő. Több esetben azonban éppen a közcsatornára kötések miatt érte a települési tisztítókat plusz szervesanyag terhelés, például a Nagyatádi Konzervgyár révén a nagyatádi szennyvíztisztító telepet. A **6.12. b.; ábrán** a szennyvizek kémiai oxigénigény mennyiségének részvízgyűjtők szerinti megoszlását mutatja. Erre, valamint a **11. melléklet** adataira alapozva megállapítható, hogy ipari tekintetben a Dombó-csatorna (Márjás-patak), a Rinya és a Pécsi-víz részvízgyűjtőket terhelő szennyvizek a legszámottevőbbek szervesanyag szempontjából. A Dombó-csatornán a Csurgói Sajtüzem a bezárásáig folyamatosan szennyezett, a Rinyán a Nagyatádi Cérnagyár okozott problémát, míg a Pécsi-vizen a Pécsi Bőrgyár. A települési és intézményi eredetű szervesanyag szennyezések megoszlásának aránya a részvízgyűjtők között változó, a számottevő mennyiség a Pécsi-víz és a Rinya részvízgyűjtőkhöz köthető.

A (rész)vízgyűjtő összes oldott anyag terhelését a **6.13. ábra** és a **11. melléklet** adatai mutatják.

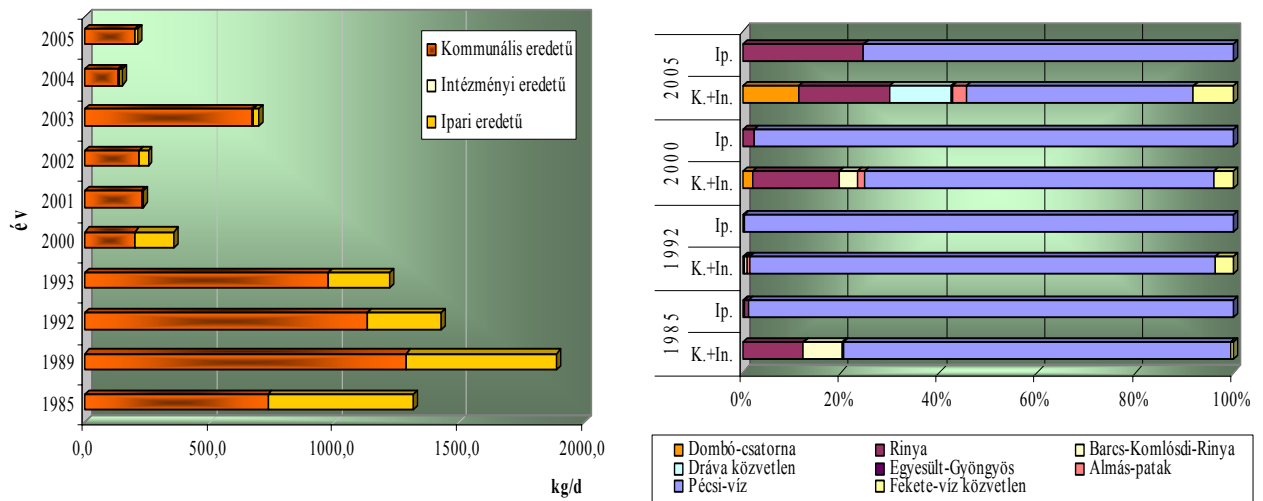


(K.+In.: Kommunális és Intézményi eredetű; Ip.: Ipari eredetű)
6.13. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése az összes oldott anyag paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában
 (Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Az összes oldott anyag terhelés 1985-höz képest 2000-re közel 60%-ára esett vissza, ezt követően stagnált. A paraméter eredetét tekintve megállapítható: amíg 1985-ben 50–50%-ban származott az ipari és a települési kibocsátásokból, addig az 1990-es évek elején egyrészt az egyre több lakás és az ipari üzem közcsatornára kötéséből, az új, kis szennyvíztisztító telepek létrehozásából fakadóan, másrészt az ipari üzemek termeléseszközökben és

technológiaváltásaiból adódóan nőtt a települési eredetű terhelés, de az összes oldott anyag mennyisége mérséklődött. A 2000 és 2005 évek között az ipari eredetű szennyezések mennyisége tulajdonképpen nem változott, a részvízgyűjtők tekintetében számottevően a Rinyához és a Pécsi-vízhez köthető. A Rinya esetében kiemelendő a Nagyatádi Cérnagyár (bár az 1990-ben üzembe helyezett egy ipari szennyvíztisztító berendezést, valamint egy utótisztítót – ezzel, a hőszennyezés megszüntetése és a szennyvíz színtelenítése mellett a vegyszervisszanyerés következtében az oldott anyag tartalom is jelentősen mérséklődött, mégis számottevő); a Pécsi-víz terhelését tekintve a bőrgyár, a Zsolnay Porcelángyár és a bányászati tevékenységek és hagyatékaik. A települési eredetű kibocsátás, amint az a fenti ábrákon is látszik, 2000–2005 években stagnált, mert bár csökkent mind az ipari, mind a lakossági vízfelhasználás, a fogyasztói társadalomban az anyagfelhasználás növekedéséből eredően a szennyvíztisztítóba koncentráltabb szennyvíz érkezett, amely megtisztítása egy bizonyos pont felett mind kapacitásbeli, mind technológiai problémát okozott. Itt említendő meg a Rinya-mente alegységen Nagyatádon és a Fekete-víz alegységen Szigetváron a termásvíz használati melegvízként való alkalmazása, amely magas sótartalommal terheli a befogadókat.

A **6.14. ábra** és a **11. melléklet folytatás** adatai a (rész)vízgyűjtőn a felszíni vizekbe gravitáló szennyvizek ammónium–nitrogén paraméteréről adnak információt.



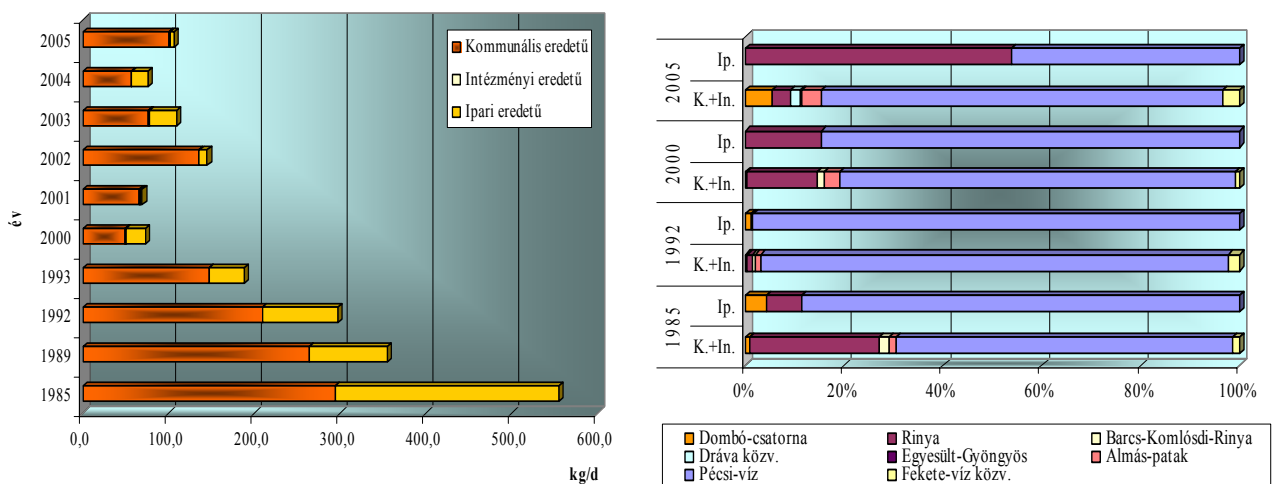
(K.+In.: Kommunális és Intézményi eredetű; Ip.: Ipari eredetű)

6.14. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése az NH₄-N paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában
(Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Amint az a fenti ábrán látszik, az NH₄-N mennyisége 1985-höz képest 1989-ben több mint 1/3-ával emelkedett – a települési szennyvíztisztító telepek szennyezéseiből fakadóan. Ezt

követően 2000–2005-re jelentősen, mintegy 10–50%-ára esett vissza. Ebben az öt évben – a 2000. évit leszámítva – az ammónium–nitrogén paraméter szempontjából az ipari eredetű szennyezés tulajdonképpen nem volt számottevő a települési mellett. Ennek oka, hogy az ilyen jellegű szennyezések alapvetően települési szennyvízből származnak, de a (rész)vízgyűjtőn az ilyen ipari szennyezés kiemelendően a Börgyárnak tulajdonítható. Erre a helyzetre utal a **6.14. b.; ábra** is; 2005-ben a Rinya részvízgyűjtőn a Lábodi Húsüzem szennyezése jelent meg arányaiban a Börgyár mellett. Szintén ebből az ábrából látszik, hogy a Pécsi-víz részvízgyűjtő (a pécsi szennyvíztisztító mellett) a többi részvízgyűjtőn is egyre több lett a közcsatornára kötött települések, lakások száma, így nagyobb lett a többi szennyvíztisztító szennyezésben való részesedése.

A **6.15. ábra** a *SZOE* (Szerves oldószer extrakt) változását és arányokat mutat a (rész)vízgyűjtőn.



(K.+In.: Kommunális és Intézményi eredetű; Ip.: Ipari eredetű)
6.15. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése SZOE paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában
 (Forrás: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

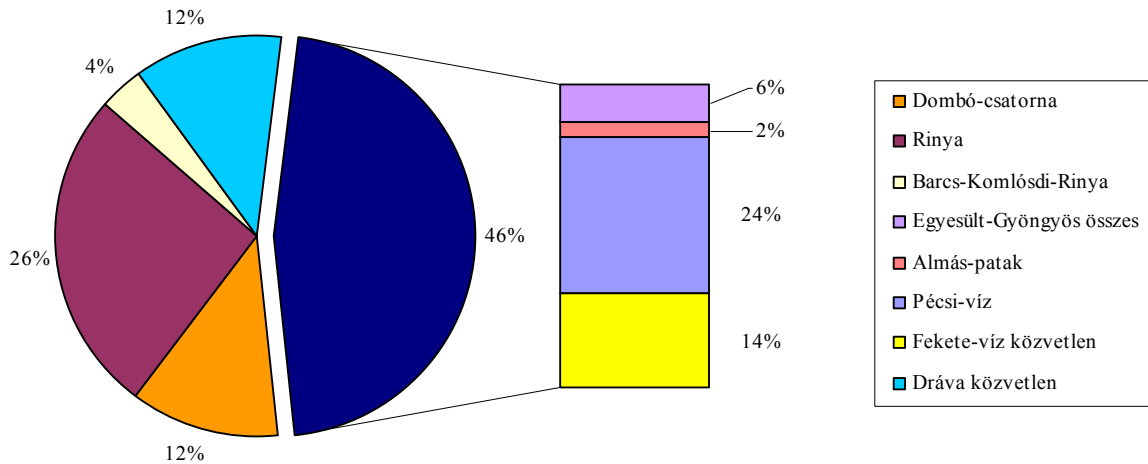
Jól látszik, a szerves oldószerrel extrahálható anyagok mennyisége 1989-re 1985-höz (555,5 kg/d) képest 64%-ára esett vissza, majd további mérséklődés következtében a 2000 és 2005 évek között 76–145 kg/d kibocsátások között állt be. A kibocsátások eredetében az arányok is változtak, amíg 1985-ben a szennyezések fele-fele arányban kapcsolódtak a települési és az ipari kibocsátókhoz, addig 1992-től a települési szennyezések kerültek előtérbe 70–94%-os arányban. Ennek a szennyezés csökkenésnek és az arányok megváltozásának úgy, mint az előbbi paraméterek esetében is a mérsékelt víz-, de több anyagfelhasználás, illetve az ipari előtisztítók korszerűsítése és az ipari termelés-csökkenés, profilváltás volt az oka. A

szennyezések részvízgyűjtők szerinti bontásában a Rinya részvízgyűjtő dominált a 45–98%-ban szennyezést adó Pécsi-víz részvízgyűjtő mellett. Az ipari tevékenységek esetében a Rinya-mente vízgyűjtő-tervezési alegységen a Nagyatádi Cérnagyár és a Csurgói Sajtgyár, a Fekete-víz tervezési alegységen a Bórgyár szerepe kiemelendő. A települési szennyvíztisztítók kibocsátásaival kapcsolatban pedig, lényegesnek tartom megemlíteni azokat az ipari üzemeket, amelyek közcsatornára kötöttek, de előtisztításuk, zsírfogójuk működésének elégtelenségével állandó problémát okoztak: például a MÖBIUSZ (később DÉLHÚS) Húsipari Vállalat, a Baromfifeldolgozó Vállalat és a Baranya megyei Tejipari Vállalat. A SZOE adatok alakulása kapcsán az időközbeni mérés módszertani váltást is célszerű röviden megemlíteni. A SZOE meghatározására az MSZ 260/22-74 szerinti extrahálást alkalmazták a laboratóriumok. Azonban az oldószerként használt szén-tetraklorid, az ózonkárosító és egészségügyi kockázata miatt már az 1990-es években nemkívánatos lett. 2002. októberében megjelent az új szabvány (MSZ 1484-12), amely a hexánnal extrahálható anyagok gravimetriás meghatározását tartalmazta. Mivel a fenti adatok alapvetően az önbevallási rendszerből származnak és egyes kibocsátók mintáinak vizsgálatát más laborok végezték – melyekben a módszertani váltás pontos idejével kapcsolatban nem rendelkezem információval – az ábrákon a terhelések 2000-től inkább csak tájékoztató jellegűek.

6.2.4 Egyéb szennyvízkezelő létesítmények

A **6.16. ábra** a (rész)vízgyűjtőn a fentiekén kívüli egyéb szennyvízkezelő létesítményekről ad információt, ezek többnyire a települési folyékony hulladék – kommunális szennyvíz – gyűjtésével, kezelésével relevánsak. A települési folyékony hulladékok összegyűjtése és ártalmatlanítása az 1980-es évektől a vizsgált terület Baranya megyei részén a Talajérőgazdálkodási Vállalat, a Somogy megyei részén a Településtisztasági és Kertészeti Vállalat feladata volt, később az önkormányzatok, illetve magánvállalkozók is végeztek ilyen szolgáltatást. A Baranya megyére eső területen az így összegyűjtött szennyvizek közel 50%-a került a közcsatorna egy pontján a szennyvíztelepekre (Pécsett előtisztítás nélkül; Szigetváron előkezelést követően). A telepek vonzáskörzetén kívül eső települések részére maradtak a hagyományos leeresztőhelyek, ott azonban a szakszerű üzemeltetés és kezelés többnyire nem volt biztosított, ebből fakadóan viszont „garantált” volt a környezetszennyezés. Összességében ezek a létesítmények 54%-ban a Rinya-menti tervezési alegység területén vannak, ezen belül 26%-ban a Rinya részvízgyűjtőhöz, 12–12%-ban a Dombó-csatornához és a Dráva közvetlen területhez köthetők. A Fekete-víz vízgyűjtő-

tervezési alegység tekintetében a létesítmények közel fele a Pécsi-víz részvízgyűjtőn van, a legkisebb százalékban (2%) az Almás-patakhhoz tartozó részvízgyűjtőn található.



6.16. ábra: Egyéb szennyvízkezelő létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén
(Forrás: FAVI adatok (2006. évi állapot) alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Kiemelném, hogy közvetlenül a Drávába tisztítatlan szennyvízbevezetés jelenleg nincsen. A folyóba az engedélyezett tisztított szennyvíz és csapadékvíz bevezetések Drávatamásinál a Szociális Otthon kommunális- és Barcsnál egy téglagyártással foglalkozó ipari cég kommunális és ipari szennyvizéből származtak (DDVIZIG – DDKvF 2002). A Szociális Otthon 2003-ben már közcsatornára is kötött, így, azóta közvetlenül nem szennyez. E témakörben említendő meg a természetes/természetközeli szennyvíztisztítási módszerek a vizsgált területen. A nyárfás öntözéshez a Dráva (rész)vízgyűjtőn ipari szennyvíz elhelyezés és kezelés köthető; 1983-tól Kacsótán (tejipari szennyvíz; a vizsgált időszak végéig üzemelt csak), majd a 1989-től Szigetváron (konzervgyári szennyvíz), 1994-től Barcson (tejipari szennyvíz), majd a vajszlói burgonyafeldolgozónál is alkalmazásra került ez a módszer. A települési folyékony hulladék egy részének teraszos–kazettás szennyvíztisztítási technológiával való kezelése után a tisztított víz Barcs–Drávaszentés, Segesd, Csököly és Lábod esetében a felszíni vizeket, Kutas és Lakócsa esetében a talajt terheli, illetve öntözési célt szolgál. Ezek többnyire a 90-es évek elején, közepén létesültek, a barcsi és a segesdi kivételével műszaki védelemmel ellátottak; a 2004. évi állapot alapján (DDKTVF 2005) a dolgozat témájával relevánsan a lábodi telep volt problémás. Itt a fóliaszigetelés tönkremenetele miatt a szennyvíz elszikkadt, és nagymértékű talajvízszennyezést okozott, amely közvetett módon ugyan, de az itteni felszíni vizeket is veszélyeztette. Azóta felújították, így tovább üzemelhet.

A szennyvíztisztító telepek és az egyéb szennyvízkezelő létesítmények helyét a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában a **6.1. térkép** szemlélteti.

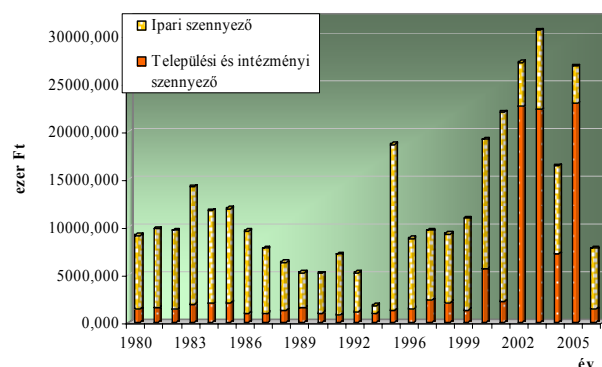
6.2.5 A szennyvízbírságok (vízszennyezési bírságok) alakulása

A szennyvízbírság jogsértő tevékenység szankciójaként jelent meg a vízminőség szabályozásban az 1/1961. számú Kormányrendelettel. Ez a rendelet szennyvízbírság és szennyvíz bevezetési díj fizetésére kötelezett minden, vizeket károsan szennyező jogi személyt; nem tartalmazott határértékeket, hanem a bevezetett szennyvíz után kellett fizetni. Ezt követően az 1966. évi IV. Törvény és végrehajtási utasítás, valamint az 5/1966. számú Kormányrendelet eltörölte a szennyvíz bevezetési díjat és 25 szennyező, illetve mérgező anyagra határértéket állapított meg, túlnyomórészt a befogadóra vonatkozólag (THYLL SZ. 2000). Ezt követően újabb Kormányrendeletek és OVH rendelkezések jelentek meg, a vizsgált időszak tekintetében kiemelendő a 3/1984. (II. 7.) OVH rendelkezés a szennyvízbírságról. E szerint a felszíni vizekbe határértéket meghaladó szennyezőanyag kibocsátás esetén a szennyező létesítménynek szennyvízbírságot kellett fizetni. Azonban az alkalmazott határértékrendszer nem volt összhangban a befogadók terhelhetőségével és a bírságrendelet díjtételei is több mint 10 évig nem változtak. Bár „A vizeket szennyező anyagok határértékei és az egységnyi díjtételek” – 33/1993. (XII. 23.) KTM rendelettel a díjak kétszeresére emelkedtek (a Coliform kivételével), ezek mégsem voltak olyan mértékűek, hogy azok a szennyvízkibocsátókat a szennyezés azonnali csökkentésére vagy megszüntetésére ösztönözték volna.

A bírságrendszer bár kezdetben rendelkezett némi visszatartó erővel, idővel elveszítette azt; számos hibával küzdött, átalakítása elkerülhetetlenül szükségszerűvé vált (NAGYMEGYERINÉ MEGYERI M. 2004). Ezt követően az új szabályozás kezdete a 203/2001. (X. 26.) „A felszíni vizek minőségi védelmének egyes szabályairól” szóló Kormányrendeletre köthető, amely alapja egy új határértékrendszer volt. Ez a használt és szennyvizek környezetbe való kibocsátására vízszennyező anyag kibocsátási és vízminőségi határértékekről rendelkezett. A szennyvízkibocsátások ellenőrzésénél a 15 m³/üzemnap mennyiséget meghaladó szennyvízkibocsátókra bevezette az önellenőrzési rendszert, ennek végrehajtásáról a 7/2002. (III. 1.) a használt és szennyvizek kibocsátásának méréséről, ellenőrzéséről, adatszolgáltatásáról, valamint a vízszennyezési bírság sajátos szabályairól szóló KöM rendelet gondoskodott.

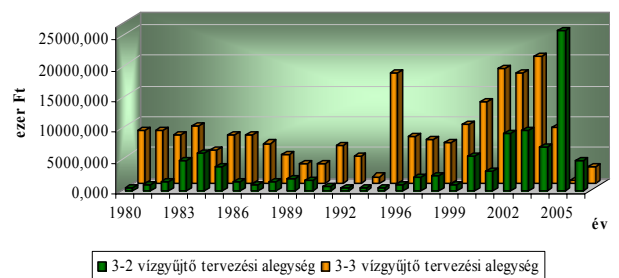
Kiemelendő még, hogy a rendelet szennyezés-csökkentési programok készítésére és megvalósítására is kötelez, az Európai Unió releváns követelményeivel. A bírságtételeket is jelentősen emelték, azonban a program megvalósításában kedvezményeket és türelmi időket is felajánlottak a már működő létesítményeknek. Így például a türelmi idő alatt a fokozatos bírságolás elvét. Ha a kibocsátó, a jóváhagyott szennyezés csökkentési intézkedési ütemtervnek megfelelően hajtja végre a szennyezés csökkentést, akkor a bírság 5%-át fizeti meg; a bírságösszeg 100%-os arányban a türelmi idő után kerül kivetésre. A rendelet végrehajthatóságát tekintve a felmerült problémák miatt megjelent az azt módosító 274/2002. (XII. 21.) Kormányrendelet, amely szerint a korábbi 3/1984. (II. 7.) OVH rendelkezés csak 2005. január 1.-étől veszítette volna hatályát. A további problémák és az EU direktíváknak való megfelelés céljából azonban egy újabb, a 220/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet a felszíni vizek minősége védelmének szabályairól jelent meg. Ehhez kapcsolódva említendő meg 27/2005. (XII. 6.) KvVM rendelet a használt és szennyvizek kibocsátásának ellenőrzésére vonatkozó rendelet és a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet a vízszennyező anyagok kibocsátásaira vonatkozó határértékekről és alkalmazásuk egyes szabályairól. A vizsgált időszakra vonatkozóan kiemelendő a 312/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet a 220/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet módosításáról; az időszakon túlmutatóan a 208/2006. (X. 16.) Kormányrendelet szintén a 220/2004. (VII. 21.) Kormányrendelet módosításáról.

A következő ábrákon és a **12. melléklet**ben a *szennyvízbírságok* alakulása tekinthető át 1980 és 2006 évek között a vizsgált terület vonatkozásában. Amint a **6.17.** és a **6.18. ábrán** is jól látszik, a szennyvízbírságok a fentiekkel összhangban alakultak.



6.17. ábra: A szennyvízbírságok alakulása 1980 és 2006 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén

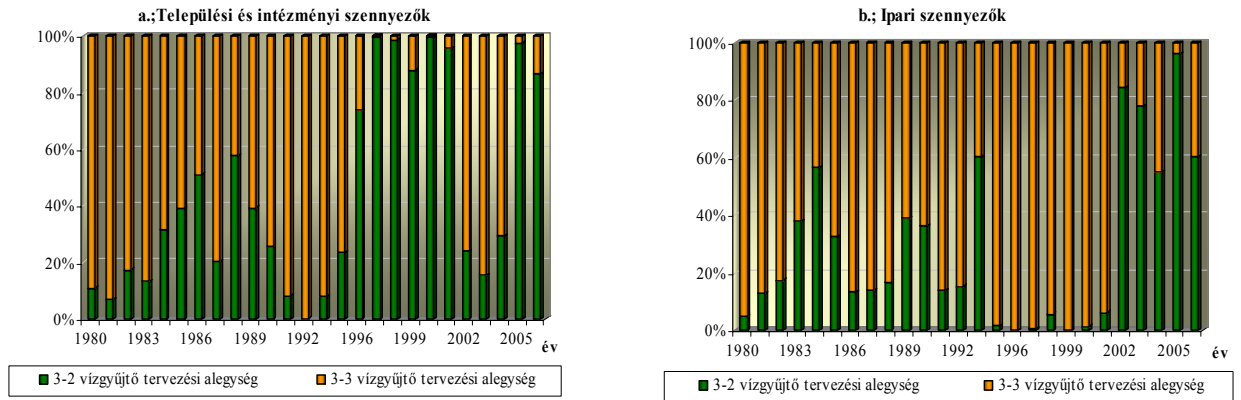
(Forrásaik: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)



6.18. ábra: A szennyvízbírságok alakulása a Rinyamente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységeken 1980 és 2006 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén

Összességében a bírságösszegek az 1980-as évektől 1993-ig a kezdeti növekedés után erősen csökkenő tendenciát mutattak. Egyes kibocsátóknál a technológiák korszerűsítéséből, a működtetés gondosságából vagy az érkező szennyvízmennyiség és a tisztítókapacitás közt éppen kialakuló összhangból fakadóan a csökkenés, míg másoknál a tisztítási módszerek hatástalanságából fakadóan az emelkedés volt tapasztalható. Az 1994-es magas értékben az előzőek mellett a díjtételek jelentős emelése is közrejátszott. Ezt követően az új szabályozásból fakadóan a tételek a korábbi évekhez képest jóval magasabbak voltak, majd a 2006-os évi minimális tétel a releváns Kormányrendelet által adott „türelmi idő” alatti kedvezményes bírságolásból fakadt.

A kiszabott szennyvízbírságok eredetét tekintve megállapítható, hogy az új szabályozás kezdetéig 2000 évet kivéve a települési létesítmények tételei stagnáltak. Ezen belül az összesnek az ipari eredetű tételek mellett a 90-es évekig 9–20%-át, utána 6–50%-át képezték. A **6.19. a.; ábrán** látható és **12. melléklettel** alátámasztható, hogy 1994-ig a tételek 8–55%-ban köthetők a Rinya-mente tervezési alegységhez, azon belül a nagyatádi, a barcsi szennyvíztisztító telepekhez és a Magyar Honvédség nagyatádi telephelyéhez. Ebben az időszakban a Fekete-víz tervezési alegységen a pécsi (Megyeri úti) és a sellyei szennyvíztisztító telep volt problémás, illetve 1996-ban kiemelendő a szigetvári szennyvíztisztító telep szennyezése. 1996 és 2001 között megfordult a „helyzet”. A 3-3 alegységen a bírságolás az összesnek csak néhány %-át képezte a sellyei szennyvíztisztító révén, amelynek alapoka a már említett Sellyei Sajtüzem és az Agrokémia (bár mindkettő közcsatornára kötött) nem kellően előtisztított ipari szennyvizeikhez vezethető vissza. 1996-tól továbbá működött az új, Pécs-mecsek-aljai, közismertebben a Pécs-Pellérdi szennyvíztisztító telep. 2002-től a (rész)vízgyűjtő Rinya-mente tervezési alegységén továbbra is a nagyatádi szennyvíztisztító telep (leginkább a közcsatornára kötött, de nem kellően előtisztított konzervgyári szennyvíz miatt), a Fekete-víz tervezési alegységen a sellyei és a pécsi szennyvíztisztító telep bírságösszegei adták a teljes települési eredetű összeg túlnyomó részét.



6.19. ábra: A szennyvízbírságok megoszlása a települési, intézményi (a.) és az ipari (b.) szennyvezők tekintetében a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek között 1980-2006-ig a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén
(Forrásaik: DDKTVF adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Az ipari létesítményeket sújtó szennyvízbírságok tekintetében, mivel a 2/1979. OVH sz. rendelkezésből fakadóan a közműre csatlakozott ipari üzemek nem tartoztak a szennyvízbírság rendelet hatálya alá, a vizsgált időszak elején csökkenést kellett volna tapasztalni, azonban ez a (rész)vízgyűjtőn nem jött létre, helyette stagnálás, sőt emelkedés volt tapasztalható 1986-ig. Ez a 6.2.1. alfejezetben, a további évek bírságainak okai a 6.2.2. alfejezetben és a fentiekben már taglaltaknak tulajdonítható. A bírságok vízgyűjtő-tervezési alegységekre való bontása szerint – a **6.19. b.; ábrán** is jól láthatóan – az 1983 és az 1993-as évet kivéve 2001-ig a Fekete-víz alegységről származott a tételek döntő hányada. 2002-től ez az arány lecsökkent 5–45%-ra. A 3-2 alegységen a bírságok döntő hányada 1992-ig a Csurgói Sajtüzemhez és a Nagyatádi Cérnagyárhoz volt köthető. A Sajtüzem megszűnése után a terület fő bírsághordozója a Cérnagyár lett, mellette 1996-tól szintén a Rinya részvízgyűjtőn a Lábodi Húsüzemnek volt határértékeken túli szennyezőanyag kibocsátása. A 3-3 vízgyűjtő-tervezési alegységen a vizsgált időszakban a bírságok túlnyomó hányada a Pécsi Bőrgyárhoz és jogutódjához a Környezetvédelem a Bőrgyártásért Kht.-hoz volt kapcsolható. A kivetett bírságösszegek alapján kiemelendők még a Mecseki Szénbányák és jogutódjaihoz köthető Széchenyi és István aknák elégtelen szennyvíztisztítási tevékenységei, illetve a Karolina külféjtéssel releváns bányavíz kiemelésekből származó nagymértékű sószennyezések. Az előzőek mellett 1988-ig a Zsolnay Porcelángyár szennyvízbírságai is jelentős összeget képviseltek, többnyire a magas ásványi lebegő anyag tartalmú szennyvizei miatt. Összegzésképpen, a bírságok növekedésének vagy csökkenésének, esetleg megszűnésének okai egy-egy üzem tekintetében a 6.2.1. és a 6.2.2. alfejezetben már taglaltaknak, illetve a szennyvízbírság-, későbbiekben vízszennyezési bírság kivetés jogi szabályozásának

változásával együttesen tekintve vizsgálandók – jelenleg tulajdonképpen nem mondható ki sem a csökkenés, sem a növekedés ténye.

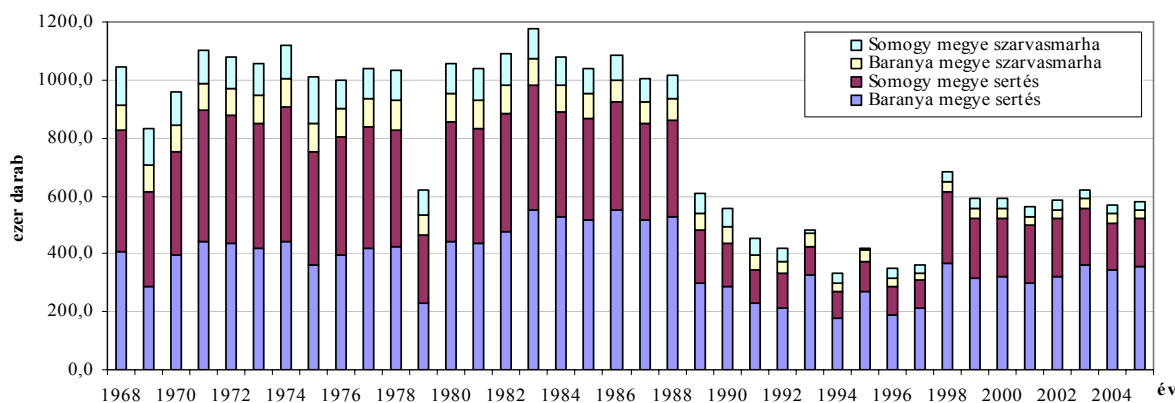
6.3 MEZŐGAZDASÁGI TEVÉKENYSÉG

A mezőgazdasági termelés alapvető célja a primer biomassza-produkció megtermelése, illetve ennek felhasználásával, transzformálásával a szekunder biomassza-produkció előállítására. Ez a termelés különféle technológiákon keresztül valósulhat meg, amelyek pozitív vagy negatív hatással lehetnek a természeti környezet elemeire. (THYLL SZ. szerk. 1996, THYLL SZ. 2003) Mindebből fakadóan a vizsgált időszakban az ipari tevékenységek környezetterhelése mellett a mezőgazdaság sem maradt el. A felszíni vizek ilyen eredetű terhelésével kapcsolatban a vizsgált területen az állattartás jelentette a súlyosabb problémát; így először ennek, majd utána a zöld növényi produktum megtermelésének tárgyalásával foglalkozom.

6.3.1 Állattartás

Az állattartás során az elsődleges produktumok mellett másodlagos termékek is keletkeznek, mint például az állati trágya és az elhullott állatok tetemei. Ezek, ha kezelhetetlenül nagy mennyiségben és/vagy nem megfelelő tartástechnológiával keletkeznek és tárolásuk, kezelésük, elhelyezésük nem megfelelő, lehetnek akár közvetlenül vagy a talajvíz elszennyeződésén keresztül közvetve potenciális szennyező forrásai a felszíni vizeknek. Emellett említést érdemel a mezőgazdasági telephelyekről származó csurgalékvíz és a telepek gépjavító, illetve feldolgozó tevékenysége során keletkező ipari jellegű használtvíz kezelésének problémája is.

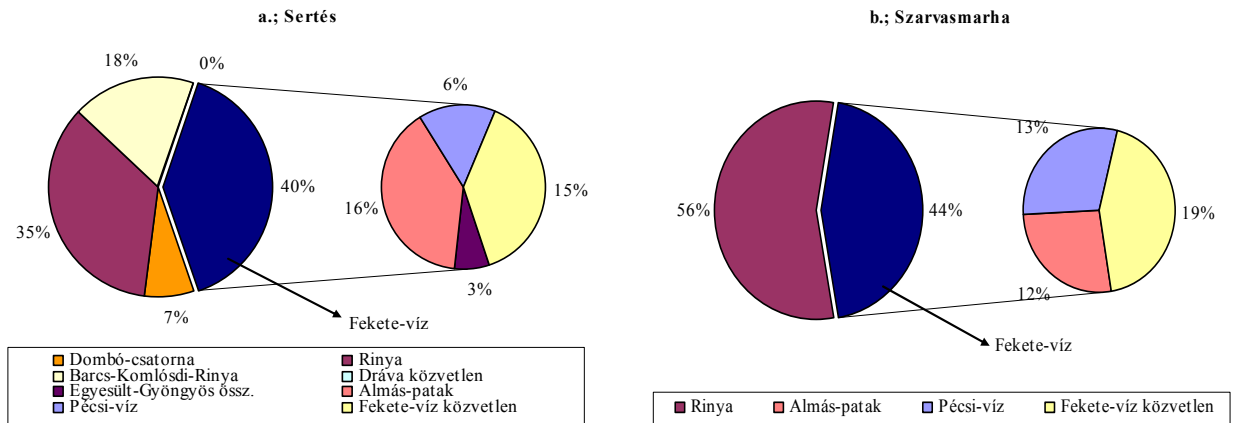
A Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén, a vizsgált időszakban, a fő problémát a koncentrált és intenzív nagyüzemi állattartás jelentette. Az 1990-es évekig a termelés többnyire kombinátok, állami gazdaságok és termelészövetkezetek keretén belül folyt. Ezt követően a privatizációk következtében az állattartó telepek többsége magánkézbe került. A következő ábrán a sertés és szarvasmarha állatlétszám változása követhető nyomon Baranya és Somogy megyében – kimondottan a vizsgált területre vonatkozóan csak 1986. és 2004. évekre vonatkozóan leltem fel reprezentatív adatokat.



6.20. ábra: Az állatlétszám változása Baranya és Somogy megyében 1968 és 2005 között (A háztáji, a kisegítő és az egyéni gazdaságok adatai nélkül.)
(Forrás: KSH–vonatkozó megyei évkönyvek adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

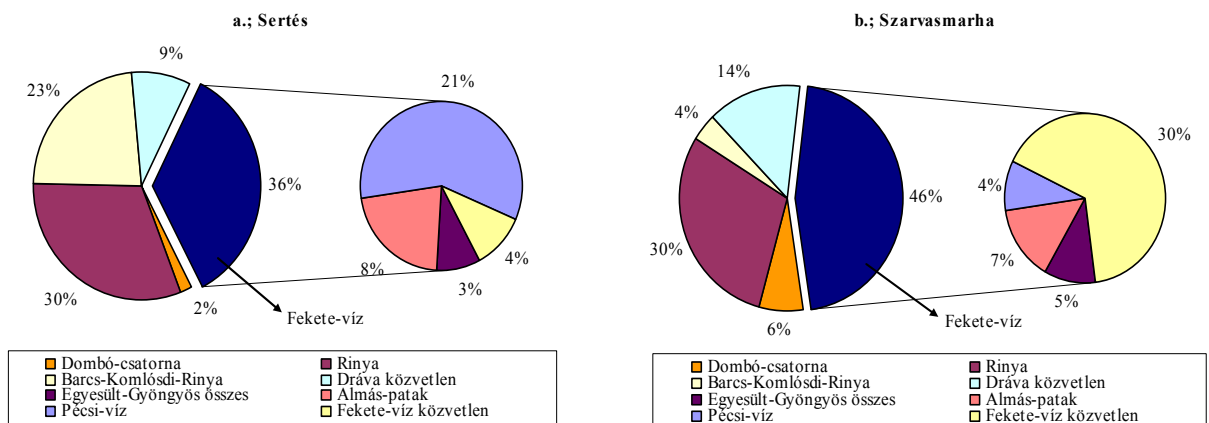
Amint az a **6.20. ábrán** is jól látszik, összességében az állatlétszám a rendszerváltozás idején közel 60%-ára csökkent, majd további csökkenést követően 1998-tól az 1989. évi mennyiségen stagnált. A sertésállomány a két megyét tekintve a vizsgált időszak elején közel azonos volt, a mennyiségi eltolódása Baranya megye javára az 1980-as évtől figyelhető meg. A szarvasmarha létszám a két megyét tekintve közel azonos volt, kivéve az 1993 és 1995 éveket, amikor Somogyban 80%-al esett vissza. Az ábrából megállapítható továbbá, hogy a sertéslétszám Somogy megyében 1997-ig a szarvasmarhalétszámnak mintegy 3-szorosa, Baranya megyében közel 4-szerese volt; 1998 után ez a szorzó tovább emelkedett, a sertéslétszám növekedése következtében. Az állatfajok számaránya környezetvédelmi szempontból azért lehet lényeges, mert BABINSZKY L. (2002) tanulmánya szerint, a gazdasági használlataink közül a legnagyobb foszfor- és nitrogénszennyezést elsősorban a sertés- és baromfifélék idézik elő. Ez főként e két állatfaj emésztési sajátosságaira, a nyersfehérje- és az aminosav-ellátásra, valamint a nem megfelelő tartástechnológiákra, trágyakezelésre vezethető vissza. Kutatásai szerint a hazai sertéságazat tevékenysége következtében évente megközelítőleg 7400 t foszfor kerül a környezetbe.

A **6.21.** és a **6.22. ábrákon** az állatlétszámok részvízgyűjtők szerinti megoszlása vizsgálható 1986-ban és 2004-ben.



6.21. ábra: A rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyeztető sertés (a.) és szarvasmarha (b.) állatlétszám megoszlása a részvízgyűjtőkön 1986-ban
(Forrás: DDVIZIG 1986A adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Mindkét évben mind a sertés mind a szarvasmarha létszám a Rinya-mente vízgyűjtő-tervezési alegységen volt a több, ezen belül minden esetben a Rinya részvízgyűjtő volt a legterheltebb. 1986-ban a rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyeztető sertéslétszám a Fekete-víz részvízgyűjtőn belül az Almás-patakot és a Fekete-víz közvetlen területet érintette legnagyobb százalékban. Ehhez képest 2004-ben a rendszerváltás ipari következményeinek, a mezőgazdasági privatizációknak és az állatlétszám csökkenésének köszönhetően a Pécsi-víz lett 6%-ról 21%-ra a teherhordozó. A Rinya-mente tervezési alegységen a változás a Dráva közvetlen telephelyek arányának növekedését hozta magával, illetve a Rinya mentén a mérséklődés az ALM Kft. Alsógyöngyösi sertéstelepének alacsonyabb létszámmal való üzemeltetéséből fakadt.



6.22. ábra: A sertés (a.) és a szarvasmarha (b.) állatlétszám megoszlása a részvízgyűjtőkön 2004-ben
(Sertés 100 db-tól; szarvasmarha 50 db-tól; baromfi 10000 db-tól; 50 db anyanyúl és szaporulata.)
(Forrás: DDKTVF 2005 adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A szarvasmarha állatlétszám arányaiban való megoszlását tekintve jelentős a változás 1986 és 2004 évek között. Amíg 1986-ban a Rinya részvízgyűjtőn volt a szarvasmarha tenyésztés

56%-a, addig 2004-ben már csak 30%-a. Ennek oka egyrészt az állatlétszám csökkenésével a telepek megszűnése, másrészt a Dráva „közvetlen” területen az állattenyésztés megerősödése prognosztizálható akár csak a Dombó-csatorna részvízgyűjtőn. A Fekete-víz részvízgyűjtőn belül a Fekete-víz közvetlen terület terhelése 30% lett. (A Rinya részvízgyűjtővel azonos terheltséggel.)

A fenti változások gazdasági okainak mélyreható kutatása nem célja a dolgozatnak, hanem a tények felhasználása a környezetkárosítás mértékének vizsgálatához. A tartástechnológiákat tekintve a sertésenyésztés a vizsgált időszak alatt többnyire hígtrágyás, a szarvasmarha tenyésztés a szakosított állattartás alatt hígtrágyás, azt követően almostrágyás vagy vegyes-trágyás megoldással történt. A vízleemosásos (hígtrágyás) trágyaeltávolítási mód a (rész)vízgyűjtőn többnyire az 1968 és 1975 között megvalósított ún. húsprogram keretében a nagy, szakosított állattartó telepek létesítésével került bevezetésre, a korábbi hagyományos almos istállótrágya kihordás helyett/ esetleg mellett. Korábban több telepen a felhalmozott, helytelenül tárolt almos istállótrágyát a csapadék szétmosta, trágyalé pocsolyák képződtek, amelyek sok esetben a felszíni vízfolyásokat is elszennyezték kémiai anyagokkal, illetve kórokozókkal. Az „új” módszer elvileg jónak bizonyult, azonban az almostrágyával szemben környezetvédelmi szempontból más feladatok megoldását követelte meg (JECKEL K. 1974). A hígtrágya önmagában ugyanis nem környezetszennyező. VERMES L. (1995) szerint a „hígtrágya legalább annyira nem szennyvíz, mint amennyire az almostrágya nem szemét”, azonban nagy mennyiségben keletkezik; gondatlanságból vagy megfelelő kezelésének és elhelyezésének, illetve hasznosításának megoldatlanságából eredően, szabadon elfolyva nagy kárt okozhat az felszíni vizekben és a talajvízben. A szakosított állattartó telepek működése idején a trágya elhelyezésekre vonatkozóan reprezentatív adatokat csak 1986-ra találtam, korábban a szakértői anyagok (DDVIZIG 1979, 1985) szerint a vizsgált területen a hígtrágyát műszaki védelem nélküli földmedencékben gyűjtötték és/vagy rögtön kiöntötték; annak az elszállítása és elhelyezése szippantókocsival történt. Így az ürítés helye tulajdonképpen ellenőrizhetetlenné vált. Azokon a telepeken, ahol a hígtrágyát öntözés előtt kezelték – többnyire szétválasztásos rendszerrel, több medencét egymás után kapcsolva –, általában az előülepítő volt az első medence, ezek az évek alatt feliszapolódtak és az árapasztón állandóan friss trágyalé túlfolyás következett be, amely élővizet, talajvizet egyaránt szennyezhetett (JECKEL K. 1974). Szintén az előző tanulmány számolt be például az Angyalópusztai sertéstelep kapcsán a hígtrágya ún. tözeges kezelésének sikertelenségéről, a telep nem megfelelő csapadékvíz elvezetéséről, a telep déli részének a hígtrágya kifolyásából fakadó elmocharasodásáról és eleve a telep létesítésének helye és az alkalmazott tartástechnológia és

kezelési mód összeférhetetlenségéről. A problémák azonban valószínűsíthetően nem csak a fenti telepen jelentkeztek, hanem néhány kivételtől eltekintve az összes többin is. A DDVIZIG (1985) tanulmánya szerint – bár konkrét számadat nem szerepelt – a rendkívüli szennyezések száma továbbra is rohamosan emelkedett, az 1965-ös évhez képest 10 év alatt közel 18-szorosára. Az esetek többségét a hígtrágya és a telepeken lévő ásványolaj-termékek elfolyása okozta. Ennek kapcsán a **6.3. táblázatban** gyűjtöttem össze információkat a rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyeztetőnek minősülő állattartásról a vizsgált terület vonatkozásában. Amint az alábbi táblázatból is jól látszik, ezeken a telepeken a vízöblítéses tartástechnológiából származó környezetvédelmi és környezet-egészségügyi problémák meglehetősen valószínűsíthetően mind jelen volt.

6.3. táblázat: Rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyeztetőnek minősülő állattartás a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 1986-ban

	Állatlétszám (db)	Létesítmény/telephely	Kibocsátott szennyvíz-mennyiség (hígtrágya) (m ³ /nap)	Szennyvíztisztítás, -gyűjtés, -elvezetés	Befogadó
Sertéstelep	8000	Délsomogyi Mg. Komb. Csurgyói telep	200	nincs; földmedence	Márjás-patak, Dombó-csatorna
	8000	Délsomogyi Mg. Komb. Alsógyörgyösi telep	200	nincs, földmedence, szippantás	Gyöngyösi-patak; Barcs-Komlósi-Rinya
	30000	Böhönyei All. Gazd. Terebedpusztai telep	930	nincs; betonmedencéből kiöntözés vagy nyárfás öntözés	Segesdi-Rinya
	17000	Szigetvári All. Gazd. Péterfapusztai telep	100	ülepítés, beton+földmedence, kiöntözés	Almás-patak
	7000	„Május 1” Mg. Tsz. Nagyatád Háromfai telep	150	nincs, betonakna, szippantás	Rinya
	12000	„Vörös Csillag” Mg. Tsz. Barcs Viktorpusztai telep	150	ülepítés, fázisszétválasztás, földmedence	Barcs-Komlósi-Rinya
	3000	„Búza Kalász” Mg. Tsz. Dobsza Merenyi telep	73	ülepítés, földmedence	Gyöngyös-főág
	1000	„Zöld Mező” Mg. Tsz. Lábod Erzsébetpusztai telep	30	nincs, betonaknába gyűjtés, kiöntözés	Lábodi-Rinya
	8000	„Zöld Mező” Mg. Tsz. Vajszló Angyalópusztai telep	50	fázisszétválasztás, kiöntözés	Fekete-víz
	8500	„Közös Út” Mg. Tsz. Baranyahídvég Baranyahídvégi telep	60	fázisszétválasztás, földmedence, kiöntözés	Fekete-víz
	6500	Bicsérdi „Aranymező” Mg. Tsz. központi telep Bicsérd	40	nincs, gyűjtőakna, kiöntözés	Pécsi-víz
Szarvasmarhatelep	936	Délsomogyi Mg. Komb. Nagybaráti telep	10	nincs, aknába gyűjtés	Kukorja-patak; Rinya
	1000	Kutasi All. Gazd. Kutas Felsőbogádpusztai telep	50	nincs, gyűjtőakna, kiöntözés	Segesdi-Rinya
	300	Segesdi „Új Élet” Mg. Tsz. Segesdi telep	10	nincs, biztonsági medence, kiöntözés	Segesdi-Rinya
	450	„Zöld Mező” Mg. Tsz. Lábod Nagykorpádi telep	10	nincs; aknába gyűjtés, kiöntözés	Szabási-Rinya
	300	„Zöld Mező” Mg. Tsz. Vajszló Vajszló telep	2–3	nincs, gyűjtőakna, kiöntözés	Fekete-víz
	570	Szentlászlói „Buzakalász” Mg. Tsz. Szentlászlói telep	5	nincs, gyűjtőakna, kiöntözés	Almás-patak
	620	„Egyetértés” Mg. Tsz. Nagypeterd Szentdénési telep	18	nincs, gyűjtőakna, kiöntözés	Fekete-víz
	650	Bicsérdi „Aranymező” Mg. Tsz. központi telep Bicsérd	10	nincs, gyűjtőakna, kiöntözés	Pécsi-víz

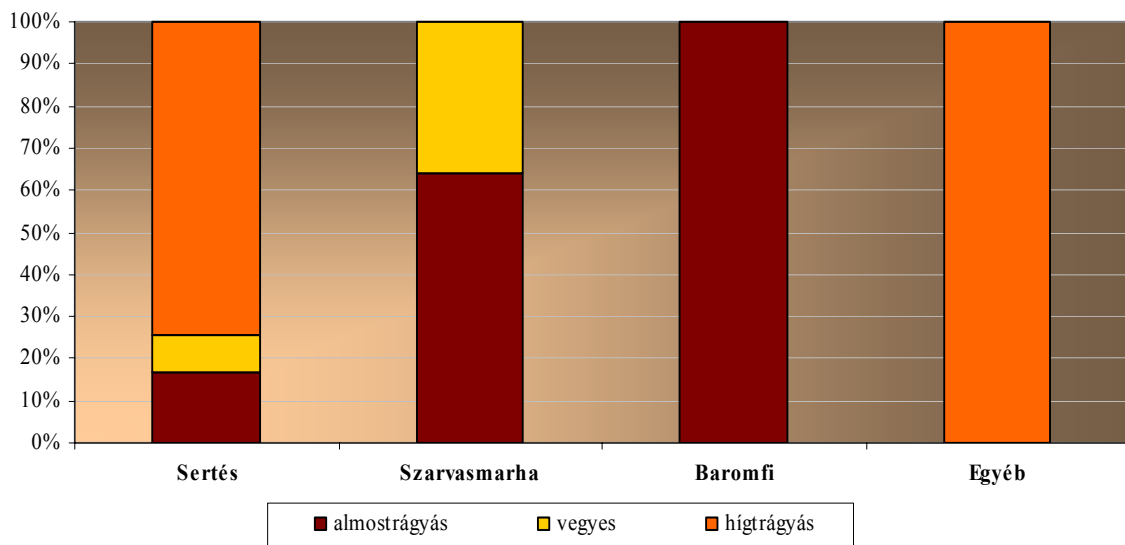
(Forrás: DDVIZIG 1986A; DDVIZIG 1986B adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Magyarországon a hígtrágya problémáját már a 80-as évek elejére több környezetvédelmi tanulmány is taglalta és új megoldásokat keresett (KELEMEN B. 1983; GERGELY I. 1983; VADÁSZ J. 1983). Az 1980-as évek végére az elmúlt évtizedek gyakorlata alapján bizonyossá vált, hogy a többnyire szakosított állattartó telepeken, kiemelve a sertéstelepeken (a korábban tárgyalt állatlétszámokból fakadóan – bár a sertés és a szarvasmarha napi ürülékhozamát tekintve az utóbbié jóval több) alkalmazott vízöblítéses trágyaeltávolítással keletkező hígtrágya ártalommentes elhelyezése a nagy mennyiség miatt gyakorlatilag lehetetlen. Ebből fakadóan a Somogy és Baranya megyére vonatkozó tanulmányok (DDKÖVIZIG 1989; DDKvF 1991) e tekintetben célként a víztakarékos trágyaeltávolítási módot, vagy az almos technológiára való visszatérést jelölték meg. Emellett felhívták a figyelmet az állattartó telepek szennyezett csapadékvízének összegyűjtésére és kezelésére is. A rendszerváltás bár állatlétszámbeli csökkenést, illetve tulajdonosváltásokat hozott, mint erről az alfejezet elején már írtam, továbbra is problémás maradt a nagyüzemi állattartás során keletkező hígtrágya. Bár, több telepen almos tartástechnológiára tértek át, illetve felszámolták a szakosított sertéstelepeket, a hígtrágya tárolók túltelítettségük nyomán, illetve a nem megfelelő ütemű kihelyezés és hasznosítás miatt a téli és a tavaszi időszakokban továbbra is jelentősen szennyeztek, még a 90-es évek második felében is. További problémaként jelent meg a privatizációk következményeként a több „apró” telep, amelyeket gyakran forráshiányból fakadóan nem korszerűsítettek.

Az állattartó telepeken (a tartástechnológiából és az állatlétszámokból fakadóan kiemelten a sertéstelepeken) az előzőekben boncolt gyakran „tarthatatlan” helyzetek szükségszerű megoldásáról, a környezetvédelem jogi vonalán először, az EK Tanácsának 96/61/EK irányelvével (IPPC) összhangban az integrált szennyezés megelőzéséről és ellenőrzésről 2001–2005 között, a 193/2001. (X. 19.) Kormányrendelet az egységes környezethasználati engedélyezési eljárás részletes szabályairól rendelkezett. (A 314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet hatályon kívül helyezte 2006. január 1-étől.) Korábban, vagyis a dolgozatban vizsgált majdnem teljes időszak alatt a telephelyek működése környezeti szempontból csak állategészségügyi engedélyhez volt kötött. A rendelet hatálybalépését követően 6 hónapon belül a meglévő létesítmények üzemeltetőinek bejelentést kellett tenni a környezetvédelmi hatóságnál. A (rész)vízgyűjtőn kiemelten kezelt IPPC köteles tevékenység nem volt, valamennyi gazdálkodó az engedélyét 1999. október 30. előtt szerezte be (DDKTVF 2005), így egyrészt a környezetvédelmi hatóságnak 2004. január 1-ig kellett kiadni a környezetvédelmi felülvizsgálatra kötelező határozatát, másrészt a gazdálkodóknak

legkésőbb 2007. október 31-ig teljesíteniük kellett a trágyatárolásra vonatkozóan az egységes környezethasználati engedélyben foglalt előírásokat.

A sertéstelepek teljes körű felülvizsgálata megtörtént, azonban ahhoz, hogy 2007. október 31.-éig, megfeleljenek a környezetvédelmi előírásoknak és elvárásoknak, a hatóság által kiadott határozatokban számos előírásra került sor, mint például a víztakarékos tartástechnológia bevezetésére, a vízfelhasználás mérésére (gyakran az engedélyezett és a tényleges érték nem volt szinkronban) és a trágya gyűjtésére, kezelésére és elhelyezésére. A következő ábrát és a **13. mellékletet** egy 2004. évi felmérés (DDKTVF 2005) releváns adataiból állítottam össze.



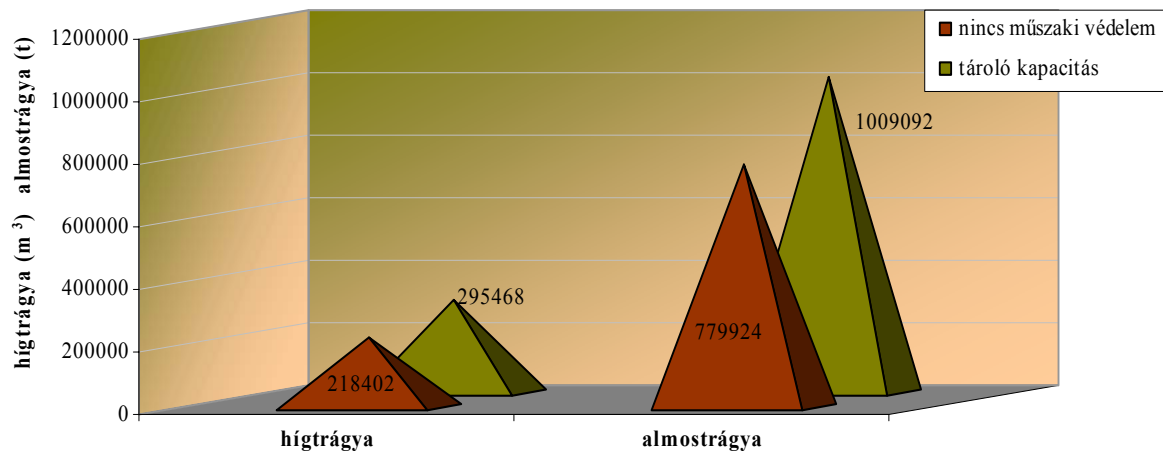
6.23. ábra: Az állattartás tartástechnológia szerinti megoszlása a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 2004-ben

(Forrás: DDKTVF 2005 adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

2004-ben jól látszik, a technológiaváltások következtében a (rész)vízgyűjtő vizsgált területéről a szarvasmarha tenyésztésben teljesen kiszorult a korábbi csak hígtrágyás megoldás. A sertéstenyésztés terén bár 74%-ban hígtrágyás volt a tartás, az esetenként már víztakarékos módszerrel történt. A baromfitartás tekintetében minden telephelyen a mélyalmos technológia terjedt el, a releváns hiányosságok itt többnyire a csapadékvíz nem megfelelő elvezetéséből adódtak. Az egyéb kategóriában említendő meg a Pécsi Állatkert és az Akvárium Terrárium, ahol vegyestartás van, azonban számszerűsíthető adatok hiányában ez az ábrán nem került jelzésre, csak a mellékletben. A tartástechnológiák arányát vízgyűjtő-tervezési alegységekre lebontva a **13. melléklet** alapján megállapítható, hogy a sertések esetében a Rinya-mente alegységen 89%-ban, míg a Fekete-víz alegységen csak 60%-ban volt hígtrágyás. A szarvasmarháknál mindkét esetben közel azonos (3-2: 63%:37%; 3-3: 58%:42%) volt az arány az almos és a vegyes tartástechnológia között. Kiemelendő még,

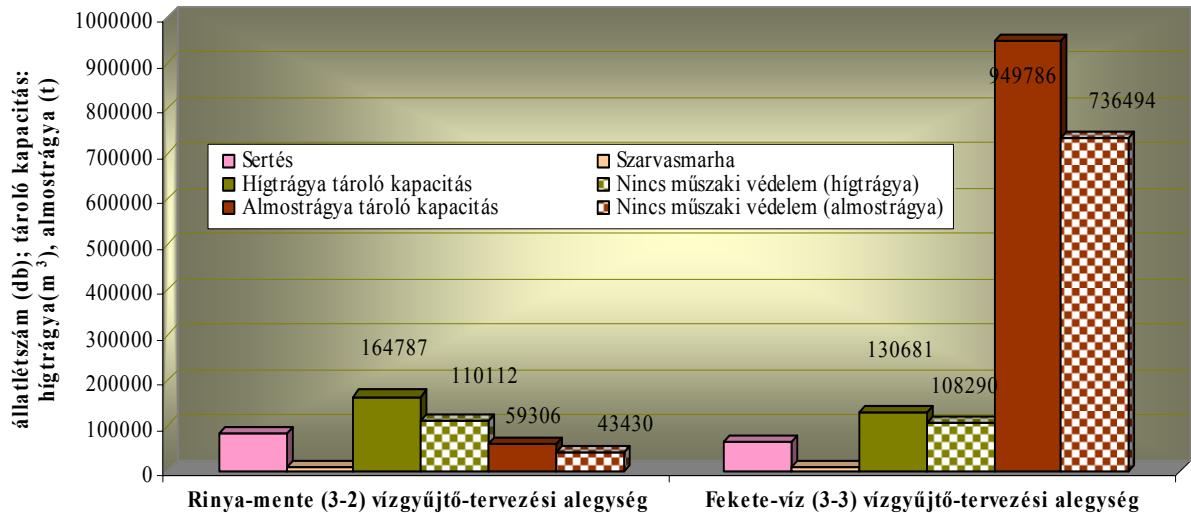
hogy a Dráva közvetlen területen mind a sertés-, mind a szarvasmarhatartás esetében megszűnt a hígtrágyás technológia, helyette áttértek az almostrágyásra, 98%-os arányban az előbbi és 93%-osban az utóbbi esetében. Az állattartó telepek helyét a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában a 2006. évi állapot szerint a **6.2. térkép** szemlélteti.

A következő ábra, a **14. melléklet** adatait feldolgozva a trágya tároló kapacitásokat és azok műszaki védelmét mutatja a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén.



6.24. ábra: Trágya tároló kapacitások és azok műszaki védelme a Dráva (rész)vízgyűjtőn a 2006. évi állapot alapján
(Forrás: FAVI adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Megállapítható, hogy a (rész)vízgyűjtőn a meglévő hígtrágya tároló kapacitás 74%-a, az almostrágya tároló kapacitás 77%-a még mindig műszaki védelem nélküli földmedence, illetve trágyatér volt. Ritkának bizonyult továbbá a telephelyeken a csurgalékvíz összegyűjtése és kezelése. 2004-ben a vizsgált területen csak a Somogyszob–Nagybaráti pusztai sertéstelepen volt megfelelő műszaki védelemmel kiépített, lagunás rendszerű trágyakezelés. A következő ábra a tárolók helyzetét és az állatlétszámot foglalja össze a VKI vízgyűjtő-tervezési alegységekre lebontva. E szerint is mind a sertés, mind a szarvasmarha állatlétszám a Rinya-mente alegységen volt a több. A hígtrágya tároló kapacitás „csak” 67%-a műszaki védelem nélküli a 3-2 alegységen, a 3-3 alegységben 83%-kal szemben. Az almostrágya esetében ez az arány közel azonosnak adódott, 73 és 77%. Összességében megállapítható, hogy ebből a szempontból mindkét féle trágya tárolási módját tekintve, a Fekete-víz alegység a veszélyeztetettebb, függetlenül attól, hogy az állatlétszám itt valamivel kevesebb, mint a Rinya-mente alegységen.

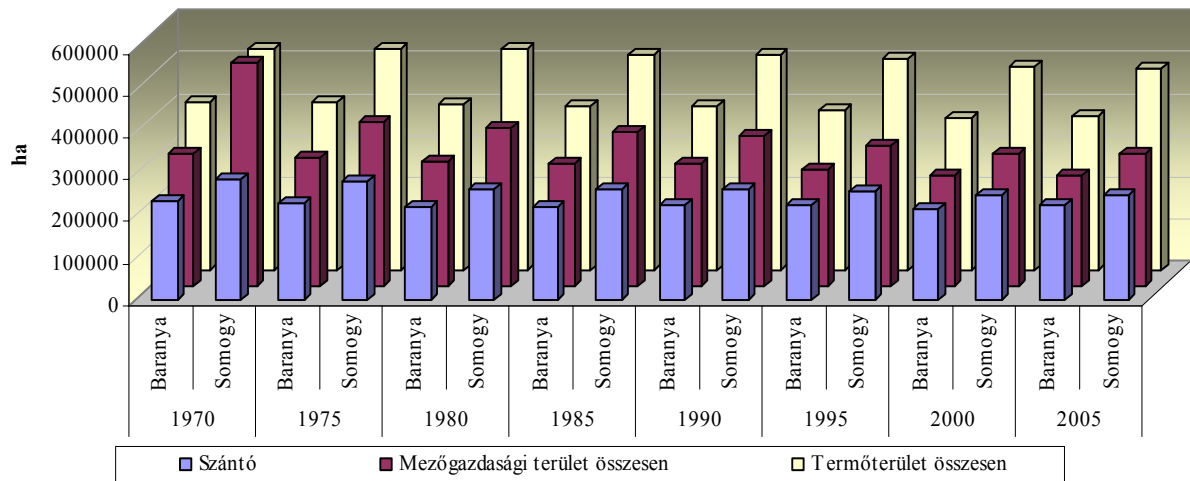


6.25. ábra: Állattartás és trágyatárolók a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgöjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján
(Forrás: FAVI adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Bár a trágya tárolására vonatkozó előírások teljesítése a sertéságazatra jelentős anyagi megterhelést jelent, az előírások teljesítési kötelezettségének végső határidejéből fakadóan – a telepek továbbüzemeltetése érdekében – remélhető, hogy a következő tanulmány elkészítésekor a fenti arányszámok már jóval kedvezőbb képet mutatnak. A megvalósításhoz azonban a hazai agrárágazat helyzetét figyelembe véve az uniós támogatások nélkül nehezen képzelhető el az előírások „saját zsebből” való megvalósítása.

6.3.2 Növénytermesztés

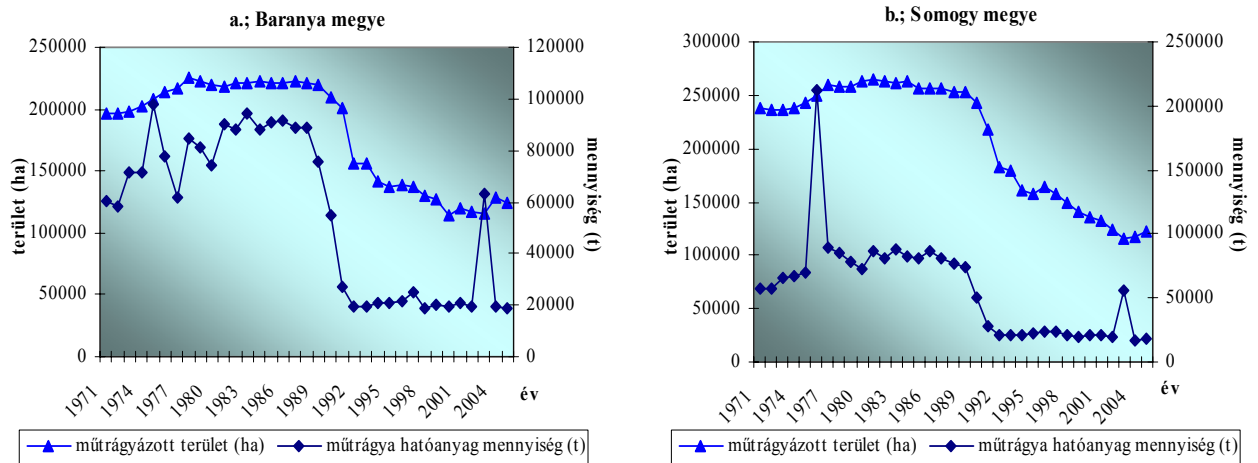
A tájhasználat egyik meghatározó eleme a mezőgazdasági tevékenység, amely hatására a felszíni és a felszín alatti vizek diffúz szennyezése következhet be. Az intenzív növénytermesztési ágazatában a dolgozat témájával összefüggésben az egyik probléma a trágyázáshoz (mű- és szerves), a másik a növényvédőszeres használatához köthető. A következő ábra a földhasználat releváns adatait szemlélteti Baranya és Somogy megyékben. A földterület művelési ágak szerinti megoszlásának teljes adatsorát a 15. mellékletben helyeztem el, abból az ábrához a szántó művelési ágat emeltem ki. Ennek oka, hogy leginkább ezekről a területekről származó diffúz szennyezések okoznak – a víztesteket tekintve – környezeti problémákat.



6.26. ábra: A szántó művelési ág, az összes mezőgazdasági, illetve az összes termőterület változása Baranya és Somogy megyében 1970 és 2005 között
(Forrás: KSH–vonatkozó megyei évkönyveinek adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Amint az a fenti ábrából is látszik, Somogy megye termőterülete a baranyainál nagyobb, és nagysága mindkét megye estében a vizsgált 35 év alatt csökkenő tendenciát mutat. A termőterületen belül a mezőgazdaság által művelt területek Baranya megyében kissé, Somogyban drasztikusan csökkentek. Baranya megyében az 1970. évi 78%-hoz képest 2005-re 72%-ra; Somogyban az 1970. évi 100%-ról 1975-re 74%-ra, majd 2005-re 65%-ra estek vissza. A mezőgazdasági területek csökkenése mellett azonban, az 1970. évihez képest 2005-re azokon belül a szántó művelési ág Baranyában 76%-ról 86%-ra, Somogyban 72%-ról 81%-ra nőtt. Az összes termőterületnek a szántó aránya tulajdonképpen minimális mértékben változott: Baranyában 59-ről 62%-ra nőtt, Somogyban 54-ről 51%-ra csökkent. Összességében megállapítható, hogy a fő témával relevánsan a fenti változások nem meghatározóak. Érdekes kérdés azonban, hogy a 90-es években a szántók összes mérete ugyan maradt, azonban a privatizációk kapcsán a környezeti veszélyeztetettség hogyan változott. FODOR I. (1998) tanulmánya szerint, önmagában a privatizáció nem kedvezett az agrárszférában a környezetvédelemnek.

Az intenzív mezőgazdaságban a terméshozam növelésének egyik fő eszköze a műtrágyák alkalmazása. Ebből a szempontból a (rész)vízgyűjtő felszín alatti vizeinek és többnyire közvetett módon a felszíni vizeinek elszennyeződése a vizsgált időszak első 2/3-ában a műtrágyák esetében egyrészt azok túlzott mértékű, illetve nem a talaj tápanyagkészletének és a természetett növény igényének megfelelő alkalmazásához, másrészt a nem megfelelő kiszerezésükhöz és tárolásukhoz köthető.

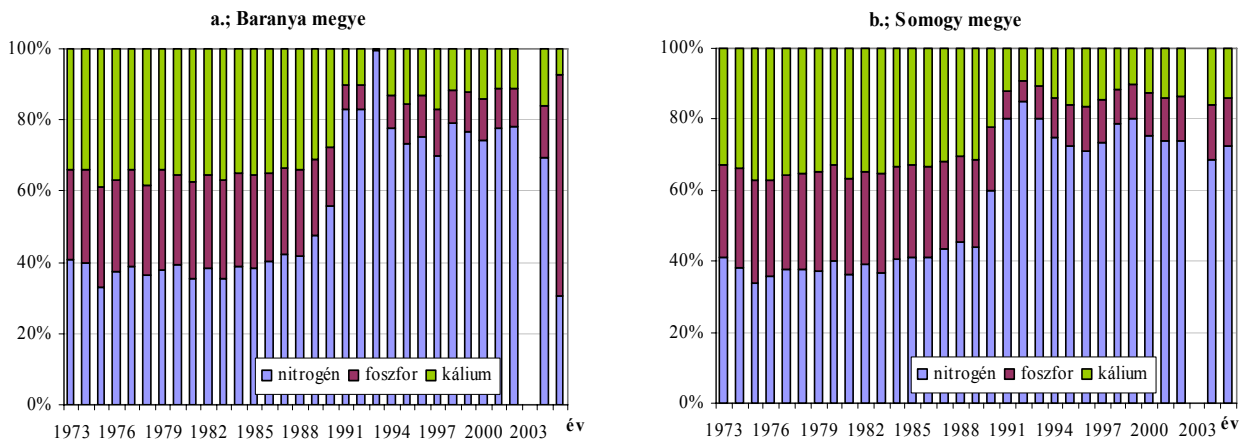


6.27. ábra: Műtrágyázott terület (ha) – Műtrágya mennyiség (t) Baranya (a.) és Somogy (b.) megyékben 1971 és 2005 között

(Forrás: KSH–vonatkozó megyei évkönyveinek adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

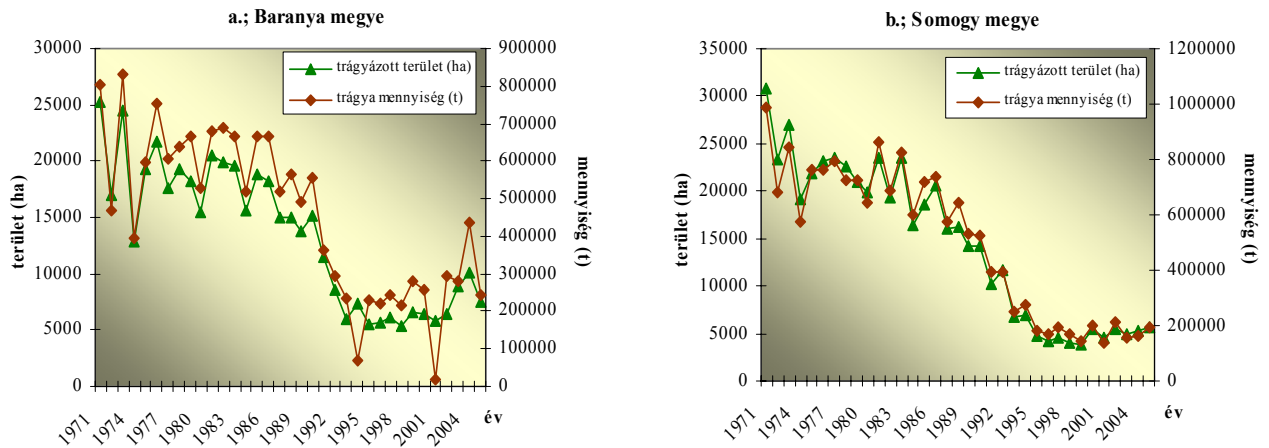
A fenti ábrákon látszik, a műtrágyázott területek nagysága és a felhasznált műtrágya mennyisége az 1970-es években az egyre nagyobb termésátlagok elérése céljából nőtt, 1980 és 1990 között stagnált (1985 után a műtrágyaárak állami támogatásának fokozatos megszűnése miatt), majd az 1990-es évek elején drasztikus mértékben és 1995–2004 évek között lassan csökkent, majd az utóbbi két évben nőtt. A műtrágya hatóanyag mennyiségét tekintve 1990-ig Baranyában kevesebb területhez arányaiban többet használtak fel, mint Somogy megyében. Országosan 1960–75 között a műtrágya felhasználás 5 évenként megkétszereződött (SÁNTHA A. 1996). A nagy hatóanyag mennyiség használatában, kiemelendő Baranyában az 1975-ös – az országos átlaghoz hasonlóan –, Somogyban az 1976-os év, illetve mindkét esetben 2004. Bár a műtrágyahasználatra vonatkozó tanulmányok nagy része túlzott anyaghasználatról beszél, a DDKvF (1995) tanulmánya szerint Baranyában 1976 és 1990 között 3 évente talajtápanyag vizsgálatokat végeztek, amelyek eredményei szerint a vizsgált területen tápanyagfeldúsulás nem jelentkezett. A trágyázott területek és a hektáronként felhasznált trágyamennyiség csökkenését elsősorban a gazdasági és nem a környezet- és talajvédelmi megfontolások okozták. BÁCS Z. et al. (1990) tanulmánya a műtrágyafelhasználás növelésének a 70-es évek közepétől jelentkező hátrányos következményeit elsősorban azokhoz a helyekhez köti, ahol hibás technológiákat alkalmaztak, vagy a helyes technológiákat fegyelmezetlenül hajtották végre. A kiszórt műtrágya mennyisége mellett nem mindegy a tápanyagtartalmának anyagi összetétele sem. Az alábbi ábrákból rögtön szembetűnik, mindkét megyében az 1990-es évek elejétől a tápanyag utánpótlást szinte csak a nitrogén adagolásával oldották meg. A műtrágyákban a nitrogén aránya – a foszforral és a káliummal szemben – amíg a 90-es évek előtt 35–45% volt, addig

az után 70–99%-ra emelkedett. Ez egyrészt kiegyensúlyozatlan tápanyag ellátáshoz vezethet, másrészt valószínűsíthető, hogy a „felesleges” nitrogén egy része a felszín alatti, illetve a felszíni vizeket időszakosan, esetenként haváriaszerűen szennyezte. Mindennek egyenes következménye (bár nem egyedüli, kizárólagos oka) lehetett az élővizek tápanyag feldúsulása, az elnitrátosodás és annak további következményei. URI N. D. (1997) tanulmánya szerint az USA-ban a felszíni vizeket szennyező nitrátok és foszfátok 50–70%-ban egyértelműen műtrágya eredetűek voltak. Ott azonban a 80-as évek végén elindított „Best Management Practice” (Legjobb Gazdálkodási Program) módszerének kedvező hatása már a 90-es években megmutatkozott. Ehhez képest hazánkban a „Helyes Gazdálkodói Gyakorlat” program csak 2004-ben vette kezdetét (ld. lentebb).



6.28. ábra: A műtrágya Nitrogén : Foszfor : Kálium arányának változása Baranya (a.) és Somogy (b.) megyékben 1973 és 2005 között
(Forrás: KSH-vonatkozó megyei évkönyveinek adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A következő ábrák a szerves trágyázott területek és a szerves trágya mennyiségét szemléltetik a két megyében. Az ábrák görbéi alapján jól látható, hogy időben a műtrágyázás változásához hasonlóan az 1990-es évek elején a szerves trágyázott területek nagysága is rohamosan lecsökkent, szoros összefüggésben a trágya mennyiségének csökkenésével. 1995 után Somogyban stagnálás, Baranyában szintén, majd 2004 után lassú emelkedés figyelhető meg. A szerves trágyázott területek csökkenését a növekvő műtrágyaárak állították meg (FODOR I. 1994B). Nyomon követhető továbbá, hogy Somogy megyében a kihordott trágya mennyiség és a trágyázott terület arányai között szoros volt a kapcsolat tapasztalható, ez Baranya megyére nem igazán mondható el. A csökkenések okaiként a mezőgazdaság és a gazdálkodók forráshiánya adható meg.



6.29. ábra: Szerves trágyázott terület (ha) – Szerves trágya mennyiség (t) Baranya (a.) és Somogy (b.) megyékben 1971 és 2005 között
(Forrás: KSH–vonatkozó megyei évkönyveinek adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A szakszerű szerves trágyázás a talaj fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságaira kedvező hatást gyakorol. A probléma akkor jelentkezik, ha a trágyatároló műtárgyak nem megfelelő minőségűek és kapacitásúak, a trágya szállítása és a mezőgazdasági területre való kijuttatása nem szakszerű, így a tartás során keletkező trágya potenciális környezetszennyezővé válhat. (DOLGOSNÉ KOVÁCS A. 2005B). A hígtrágya kihelyezése a szakosított állattartó telepek működése idején gyakran kontrolálatlanul, nem mindig mezőgazdasági célokra fordítva, esetenként közvetlenül a felszíni vizekbe történt. A vizsgált időszak végén a kihelyezését csak a Talaj és Növényvédelmi Szolgálat területi hatóságának engedélyével lehetett végezni. Az almostrágya kihelyezése sem korábban, sem jelenleg nem engedélyköteles tevékenység. Azonban a nitrát érzékeny területeken a trágya mezőgazdasági területen való kihelyezéséhez az egységes környezethasználati engedélyben előírásként szerepelt a nitrát direktíva betartása, amely a vizek mezőgazdasági eredetű nitrátszennyezéssel szembeni védelméről szóló 49/2001. (IV. 3.) Kormányrendelettel került be a joggyakorlatba. Emellett jogi tekintetben kiemelendő az 1994. évi LV. Törvény a termőföldről, a 156/2004. (X. 27.) FVM rendelet a Helyes Mezőgazdasági és Környezeti Állapot, illetve a Helyes Gazdálkodói Gyakorlat feltételrendszerének megállapításáról és a Nemzeti Agrár–környezetvédelmi Program. Mindkét trágya kijuttatását tekintve, a telephelyek gyakran elavult gépparkja és a kezelőszemélyzet környezettudat nélküli magatartása szintén hozzájárult a víztestek szennyezéséhez.

Az intenzív mezőgazdaság kemizálása, a növényvédőszer használata meglehetősen környezetszennyező (PAPP S. – ROLF K. 1992; VÁRNAGY L. 1995). A használatukat azonban megelőzi a gyártásuk, az ipari vizes vagy oldószeres szennyvízben, az emulgeáló és

felületaktív anyagok mellett a biológiailag aktív vegyületek jelennek meg nagy koncentrációban (HAIDEKKER B. 2005). Számos növényvédőszer PTS (perzisztens toxikus anyag), ami azt jelenti, hogy hosszú időn át, bomlás nélkül fennmaradnak a környezetben, ezzel fokozott kockázatot jelentenek a lokális, regionális és globális közösségek számára. A növényvédőszer az ipari szennyvizeken túl, a szakszerűtlenül végrehajtott permetezés, a felesleges permetezőszer kezelése, a permetező berendezés tisztítása, a szántófelületekről való erózió során kerülhetnek a felszíni vízkészletekbe (BOROS T.-NÉ 1998; REGÖSNÉ KNOSKA J. 2002). A Dráva (rész)vízgyűjtő felszíni vizeinek törzshálózati vizsgálati sorába csak 1994-től került be néhány növényvédőszer és maradványaik paraméterei. A VKI bevezetésével ezek mérése kötelezővé vált.

A fentebb tárgyalt problémák mellett nem elhanyagolható az 1960–70-es években a telephelyeken felhalmozott műtrágyáknak és a növényvédőszernek a tárolásából, kiszáradásából eredeztethető közvetett vízszennyezések sem. Például, a műtrágyák 90%-át a szabadban, fóliatakarással tárolták (DDVIZIG 1979), illetőleg nem kizárhatók a növényvédőszer gondatlan csomagolásából, kiméréséből, csapadék okozta kimosódásból fakadt havária esetek sem. A vizsgált területen a műtrágya és a növényvédőszer tárolása tekintetében a javulás az Agrokémiai Állomások 1980-as évek elején való megvalósulásához köthető. A műtrágya szabadban való tárolása ezzel szinte teljesen megszűnt (DDVIZIG 1986A), viszont potenciális veszélyforrás lett a (rész)vízgyűjtőn a sellyei és a nagykorpádi agrokémia telep, illetve üzem. A Sellyei Agrokémia Szövetkezet növényvédőszer gyártott is, 1989–90-ben a szennyvíziszapját szabálytalan módon a kommunális szippantott szennyvízürítőn helyezte el (KOVÁCS Á. et al. 1993). A fentiek mellett a műtrágyák és a növényvédőszer használatából eredő szennyezések esetében – bár konkrét számadatokkal nem alátámaszthatóan – okként valószínűsíthető az egyéni gazdálkodók esetleges szakképzetlensége, főképpen a privatizációkat követő néhány évben.

6.4 FELSZÍNI VÍZ TÁROZÁSA, HALASTAVAK

A vizsgált területen a tározók általában többes hasznosítású céllal épültek. Az öntözés mellett a legjelentősebb másodhasznosítás a haltenyésztés volt, illetve a DDKvF (1991) tanulmány szerint az 1990-es évekre egyre nagyobb igény jelentkezett a jóléti, illetve üdültavak kialakítására. Ez és a DDKTVF (2005) felmérése alapján megállapítható, hogy a halastavak fele a Rinya (21 db), a Gyöngyös-patak (20 db) és az Almás-patak (11db) vízfolyások mentén található. Az intenzív halgazdálkodás céljára szolgáló tározók

(nagy részük az 1970-es években létesült) a nagy mennyiségű tápanyag bevitele és a feliszapolódása miatt a DDKvF (1991) felmérése alapján potenciális felszíni vizet szennyező források a vizsgált területen. Ezek mellett, a csupán horgászati és rekreációs céllal működtetettek elvileg kevesebb, de a gyakorlatban ellenőrizhetetlen mennyiségű tápanyagterhelést jelentenek. A tározók leengedése, feltöltése, tápanyaggal való terhelése mind nyomon követhető kell/-ene hogy legyen. Egyes Víz Keretirányelvvel mélyebben foglalkozó szakemberek, az intenzív halgazdálkodás betiltását vetik fel.

6.5 BÁNYÁSZAT

A Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a két legjelentősebb bányászati tevékenység az urán- és a szénbányászat volt, amelyek mellett az építőanyag bányászat is megemlítendő. A bányászati tevékenység számtalan környezeti hatással bír. A dolgozat ezen alfejezetében a vizsgált terület felszíni vizei kémiai minőségének változásával kapcsolatba hozható problémákat tárom fel.

6.5.1 Uránbányászat

Az uránbányászat a vizsgált területen az 1950-es évek közepétől indult a Ny-Mecsekben. A Mecseki Ércbányászati Vállalat (MÉV) révén több bányauzem és az Ércdúsító Üzem (ÉDÜ) működött. A működés során annak környezeti hatásairól nem állt rendelkezésre nyilvános adat, az 1986-os Pécsi-víz kárelhárítási tanulmányban (DDVIZIG 1986B) például, az üzemi szennyvíztisztító adatain kívül minden „TÜK”-ös adat volt, így a Zsid-patakon keresztül a Pécsi-vízbe vezetett bányavíz minősége is. ERDŐSI F. (1987) tanulmánya szerint az első évtizedekben a zompokból felszínre szivattyúzott vizet a Pécsi-víz néhány kisebb jobb oldali mellékvízfolyásába vezették, ezáltal a Zsid-, a Kajdács- és a Bicsérdi-patak vízhozama az eredetinek átlag 1,4-2,1-szeresére növekedett. Később azokat az ipari felhasználású (lebegő- és oldott anyagokkal telítődő, urán és rádium sugárzóanyag tartalmú) vizekkel együtt a felszínen túlfolyás nélküli völgyzárógátas tározókba gyűjtötték.

Az I. és a II. bányauzemeket már az 1980-as évek elején bezárták, azonban a bányászat teljes befejezéséről, a bányabezárásról, a tájrendezésről és a környezetvédelmi munkákról a Kormány csak a 2085/1997. (IV. 3.) határozatban rendelkezett. Az uránbányászat és az ércdúsítás felszámolását követő hosszú távú feladatokról a probléma nagyságára tekintettel a KvVM külön kármentesítési füzetet adott ki, amely minden teendőt

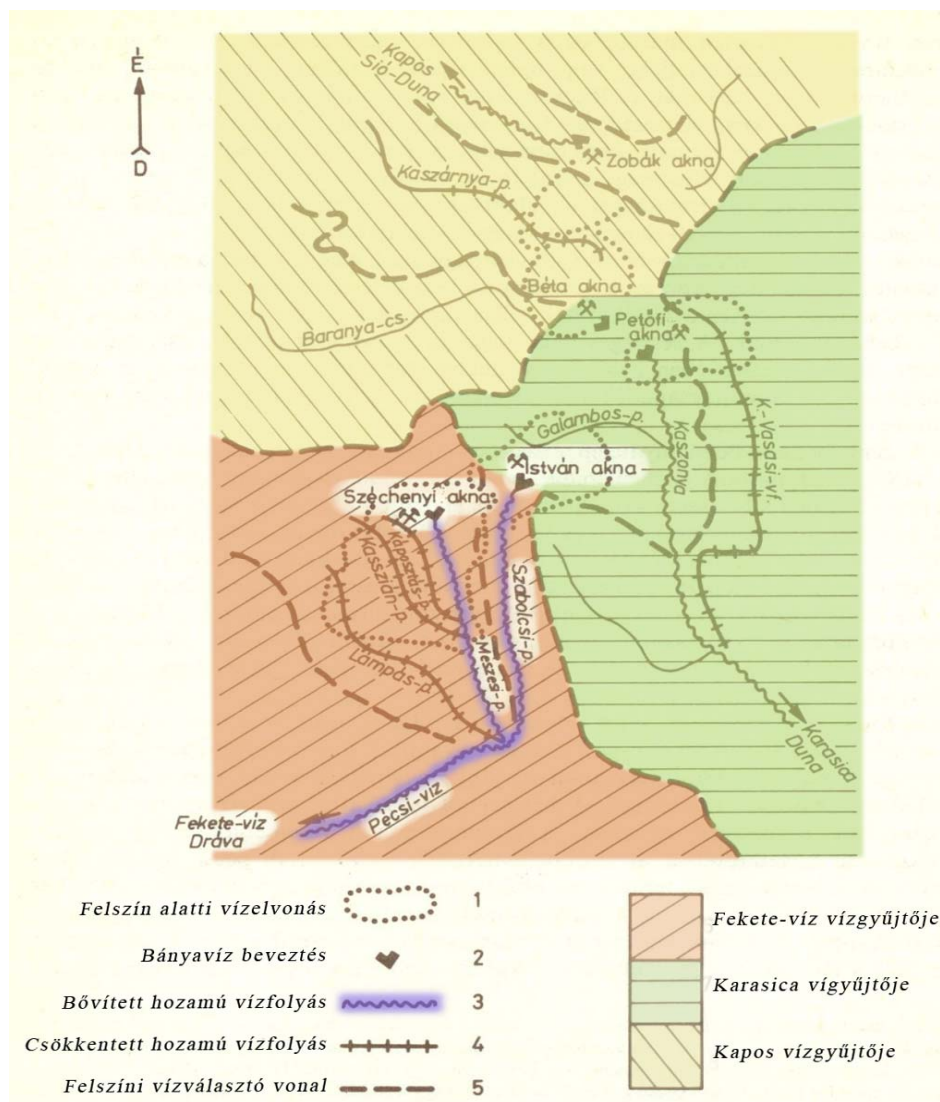
pontosan meghatároz. A dél-dunántúli statisztikai régió hulladékgazdálkodási terve (DDKvF 2001) szerint az uránérc feldolgozás maradékanyagainak tárolására szolgáló két zagytározóban 20,5 millió tonna anyagot helyeztek el. A felszíni (és felszín alatti) víz szennyezése több ponton is lehetséges (volt). Egyrészt a zagytározók a Tertyogói és a Pellérdi ivóvízbázisok között, a két vízbázis víztározó képződményeinek felszínén találhatók, azokat veszélyeztetik. (Az ivóvízbázisok hosszú távú védelmének biztosítása érdekében a Beruházási Program során megépült létesítmények megakadályozzák a felszíni és felszín alatti vizek további szennyeződését, és lehetővé teszik a már szennyezett vizek kezelését.) Másrészt a bányauregek vízzel telnek fel, amely a bányászat következtében megváltozott geokémiai viszonyok között radioaktív elemeket, toxikus nehézfémeket, szénhidrogéneket old ki nagy mennyiségben. Az É-i bányauzemek mintegy 25-30 év múlva való feltelését követően várható ott a fakadó tisztítandó bányavíz megjelenése. Az I. bányauzemben azonban az ivóvízbázisok védelme érdekében a vízszintet a felszíntől számítva mintegy 100 m-es mélységben tartják. A kiemelt vizet kiemelés után uránmentesíteni kell, és a kezelt vizet egy ponton vezetni a felszíni befogadóba (Pécsi-vízbe). A felhagyott bányatérsegekből folyamatos kiemelésre és az üzemben belüli víztisztító állomással uránmentesítésre évenként 700–800 ezer m³ víz került (CSÖVÁRI M. et al. 1997). Harmadrészt a meddő-, meddőzagy kőzeteket, szennyezett talajt tartalmazó területek potenciális lehetőségei a vízszennyezésnek. Itt izoláló réteggel (takarás) kell biztosítani a csapadékvíz beszivárgását, így megakadályozni/csökkenteni a szennyezőanyagok (meddőhányók alatt: urán, nehézfémek; a zagyterek környezetében: az oldott szervesetlen sók) kimosódásának lehetőségét. 2003-ig 51 ha lefedése elkészült, 117 ha lefedése még hátra volt (DDKvF 2001). Szükséges továbbá az I., II., III. sz. meddőhányók alól fakadó magas oldott urántartalmú vizek összegyűjtése és kezelése, és egy ponton a felszíni befogadóba való vezetése. E mellett a zagytéri kármentesítő rendszer segítségével kiemelt, többnyire szervesetlen sókkal szennyezett talajvizeket a kibocsátás előtt sómentesíteni kell, mielőtt az, szintén az egy pontú kivezetésen keresztül a felszíni vízbe kerül.

6.5.2 Szénbányászat

A szénbányászat és annak járulékos szennyezései a vizsgált időszak alatt végig jelen voltak valamilyen módon. A dolgozattal relevánsan a Pécs-Mecsekszabolcs bányatelekhez tartozó mélyművelésű bányák és a Karolina külfejtés Pécsbányatelep külszíni létesítményei említendőek meg. A bányászati tevékenység végleges megszüntetése 1992-től kezdődött. NYERS J. et al. (2006) tanulmánya szerint a felszíni vizek minőségéhez kapcsolódó

szempontok szerint a bányaművelés kisebb környezeti kockázatot jelentett, mint a tevékenység egyéb környezeti elemre gyakorolt hatása. A felszíni vizek minőségváltozása a következőkkel hozható kapcsolatba.

A vizsgált területen a mélyművelés idején a **6.3. térképen** nyomon követhetően egyrészt a Széchenyi aknánál a Káposztásvölgyi-patakba (⇒Meszesi-patakba), másrészt az István aknánál a Szabolcsi-patakba történt a kiemelt bányavíz engedése.



6.3. térkép: Bányavíz betáplálás helye a Pécsei-víz részvízgyűjtőbe
(Forrás: ERDŐSI F. 1987 alapján tovább szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A felszínre hozott víz növelte a felszíni vízfolyások természetes vízhozamát, számítások szerint a Szabolcsi-patak 85%-os kisvízének 43%-a és a Meszesi-pataknak 88%-a volt bányavíz (de még a KÖQ-ből is 22, illetve 53%-al részesedett a bányákból származó víz). (ERDŐSI F. 1987)

6.4. táblázat: *Bányavízemelés (savas) mennyisége (m³/év) a Széchenyi akna és az István akna szénbányáknál 1965 és 1990 között*

	1965	1970	1975	1980	1985	1990
Széchenyi akna	644348	578673	831360	858882	610902	516996
István akna	1428273	1117978	755758	751513	653862	405883

(Forrás: SZIRTES B. szerk. 1993 adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A fentiekből következően a felszíni vízfolyások minőségét valószínűsíthetően befolyásolták a bányavíz bebocsátások, bár a Pécsi-vízen az első mérőpont csak Tüskésrétnél volt. A kiemelt és felszíni vízfolyásokba bocsátott víz pH-ja biztosan savas volt. ÖTVÖS ÉS TÁRSA KFT (2002) tanulmányából következően a felszíni vizek összes só-, vas-, szulfát-, ammónium-, nitrát és összes alifás szénhidrogén (TPH) tartalma a fentiekből következően megemelkedett értékeket eredményez(het)ett. A vízkiemelés 1992-ben megszűnt. A külszíni bányászat fő művelési bázisát a vizsgált területen a pécsbányatelepi Karolina külfejtés adta. A felszíni vizekre gyakorolt hatása a művelés alatt egyrészt a porképződés csökkentése volt, ugyanis a külfejtési jövesztés porképződésének csökkentése végett a robbantások során 5–6000 l terítésével összefüggő vízfüggőnyt hoztak létre, illetve az üzemi útfelületeket rendszeresen locsolták. Másrészt a bányászati tevékenység során a bányatérsegekbe beáramlott vizet ki kellett emelni, ez magas összes só- és lebegő anyag tartalommal rendelkezett (SZIRTES B. szerk. 1993). A kiemelt és a felületekről lefolyó víz a felszíni vizekbe gravitált.

A bányászat megszűnésével a Pécs-Mecsekszabolcs bányatelkek bányavízzel való feltöltődése még nem fejeződött be. A Karolina külfejtésben jelenleg egy tó alakult ki, amit NYERS J. et al. (2006) tanulmánya szerint a külfejtés területére hulló csapadékból származó lefolyás, a rézsűben fakadó vizek (amelyek a talajvíz megcsapolásából származnak), a harántolt vágatokból származó öregségi vizek, a volt András akna környékén és a külfejtés DNy-i részén fakadó víz (melynek eredete tisztázatlan) táplálnak. Innen jelenleg is történik bányavíz kiemelés, amely mint már említettem tisztítatlanul kerül a Pécsi-vízbe. A mért vízminőségi paraméterek közül kiemelendő a magas összes oldott anyag- és összes vastartalom.

A bányászati tevékenység szükségszerű velejárója volt a meddőanyag deponálása (minden bányatelekhez kapcsolódóan több-kevesebb), amelynek a felszíni vizek vízminőségére gyakorolt hatása az azok alól fakadó szivárgó vizekkel hozható összefüggésbe. Ezek mennyisége többnyire az átszivárgó csapadékvíztől függ, minőségüket tekintve, NYERS J. et al. (2006) tanulmánya szerint magas az ammónium- és a szulfát tartalmuk.

A szénbányászat révén a feldolgozással kapcsolatosan további szennyező forrásokat kell megemlíteni a vizsgált terület pécsújhegyi részén a felszíni vízszennyezés lehetőségével kapcsolatban. Ezek a szénelőkészítő mű aprószén- és iszapszénmosója, a brikettgyár (1960-ig), a kokszművek és a hőerőmű, mely létesítmények egyrészt a tevékenységeik révén a szennyvizeikkel, másrészt a feldolgozandó anyag- és a keletkezett hulladéklerakásaik révén a csurgalékvizeikkel terhelték a felszíni vizeket. ERDŐSI F. (1987) szerint az 1970-es évek elejére 147 ha, az 1980-as évekre 200 ha-nál is több területet elfoglaló 6–10 m magas pernye zagykazetták „hatalmas, környezettől idegen testet” képeztek a Pécsi-víz alluviális völgyisíkján; melyet a kiporzás ellen locsoltak. A későbbiekben, az erőműben keletkező átlagosan évi 800 ezer t pernyét és salakot (KOVÁCS Á. et al. 1993) kétszeres vízfelesleggel összekeverték, majd a zagyterre szállították, hidromechanizációs feltöltést alkalmazva. Az ún. hígzagys eljárás nagy víztartalma miatt a szennyező anyagok kioldása meglehetősen magas volt, ebből fakadóan például nagy mennyiségű szulfátot regisztráltak. 1993-tól az ún. sűrűzagys eljárást alkalmazták. Ennek a lényegi eleme, hogy speciális keverővel, 65% víz hozzáadása mellett a zagy csővezetékben szállítható volt; a víztartalma alacsony maradt, a sókioldás és a kiporzás gyakorlatilag megszűnt.

A szénbányászati és a hozzá kapcsolódó tevékenységek megszűnésével (az erőmű széntüzelése is megszűnt, így a zagyképződés is; viszont van hamu, a fatüzelés miatt) az aknaudvarok és egyéb üzemi területek feltárása, auditálása és szükség szerinti kármentesítése már többnyire megtörtént. A meddők és zagy tározók rekultiválása folyamatban van. A bányatelkeken monitorozási rendszer került kiépítése, amely bővítése szintén folyamatban van.

6.5.3 Egyéb bányászati tevékenységek

A fentiekhez képest a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a többi ásványbánya jóval kisebb volumenű. A jelentősebb bányászati tevékenységeket, illetve az adatbázisban még benne levőket a **6.4. térkép** szemlélteti. Közülük felszíni víz szennyezésének lehetőségével relevánsan a Gyékényesi kavicsbánya, (ahol a termelés víz alatti kotrással történik) és a drávai kavicskotrás emelendő ki Barcs és Heresznye térségében. A Dráván a kavicskitermelés csak folyamszabályozási céllal történhet, azonban mint bányászati tevékenység antropogén szennyezőanyagok megjelenését eredményezheti az élővízben. Potenciális szennyező anyagok e tekintetben a kőolaj és származékai, melyek az úszómunkagépek sérüléséből, üzemanyaggal való feltöltéséből és a parti tárolókból való elfolyásuk következtében

szennyezhetnek. A 2002-ben DDVIZIG – DDKvF által összeállított Dráva folyó vízminőségi kárelhárítási terve pontos cselekvési leírást ad ezekre a havária esetekre.

6.6 HULLADÉKHELYZET

A (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a központi tervezés időszakában a növekvő termelés és a fogyasztás eredményeképpen egyre fenyegetőbbben jelentkezett a keletkező hulladék problémája. A felszíni vizek szennyezéséhez a vizsgált időszakban, az előző alfejezetekben boncolt problémák mellett közvetlenül vagy közvetett módon a hulladéklerakás is hozzájárult. A (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a hulladékhelyzet megoldását a 3.sz. melléklet a 15/2003. (XI. 7.) KvVM rendelethez „A Dél-dunántúli statisztikai régió hulladékgazdálkodási terve” szabályozza. (Mivel a települési folyékony hulladék problémája a 6.2.4., a bányászati meddőhányók a 6.5. alfejezetben már tárgyalásra került, itt arról nem kívánok szólni.)

6.6.1 Termelési veszélyes és nem veszélyes hulladék

Egy adott terület gazdasági szerkezete, az iparban, a mezőgazdaságban alkalmazott gyártási, termelési technológiák egyaránt alapvető meghatározói a térségben keletkező termelési hulladékok minőségének és mennyiségének. A vizsgált időszakban a (rész)vízgyűjtő Somogy megyei területének termelésére a mezőgazdaság és az erre települt feldolgozóipari tevékenység volt a jellemző. A mezőgazdaság többnyire zárt technológiával működött, az ipari üzemekben keletkező termelési hulladékok nagyságrendjéről, összetételéről a rendszerváltás előtti időszakra vonatkozóan adatok nem állnak rendelkezésre (DDKÖVIZIG 1989; DDKvF 1991). A területen az elsődleges problémát a Délsomogyi Mezőgazdasági Kombinát Lábodi Húsüzemének és a Böhönyei Állami Gazdaságnak a vágóhídi veszélyes hulladékai jelentették.

A vizsgált terület Baranya megyei részén a kialakult gazdasági szerkezetnek megfelelően a bányászat, a villamosenergiaipar, a gépipar, az építőanyag- és a könnyűipar hulladékai domináltak. Területileg a keletkező hulladék 81%-a Pécshez (volt) köthető. A veszélyes hulladék 75%-a vágóhídi és bőrgyári hulladék volt (DDKvF 1995). E tekintetben kiemelendő a MÖBIUSZ Húsipari Vállalat, a Pécsi Bőrgyár és az ANASCO Pécsi Baromfifeldolgozó. Azokat a veszélyes hulladékokat, amelyek ártalmatlanítására technológia hiányában nem volt lehetőség, átmeneti tárolókban kellett elhelyezni. A Pécsi Bőrgyár krómos szennyvíziszapjának, krómos bőrhulladékának és zsírhulladékának ártalmatlanítása

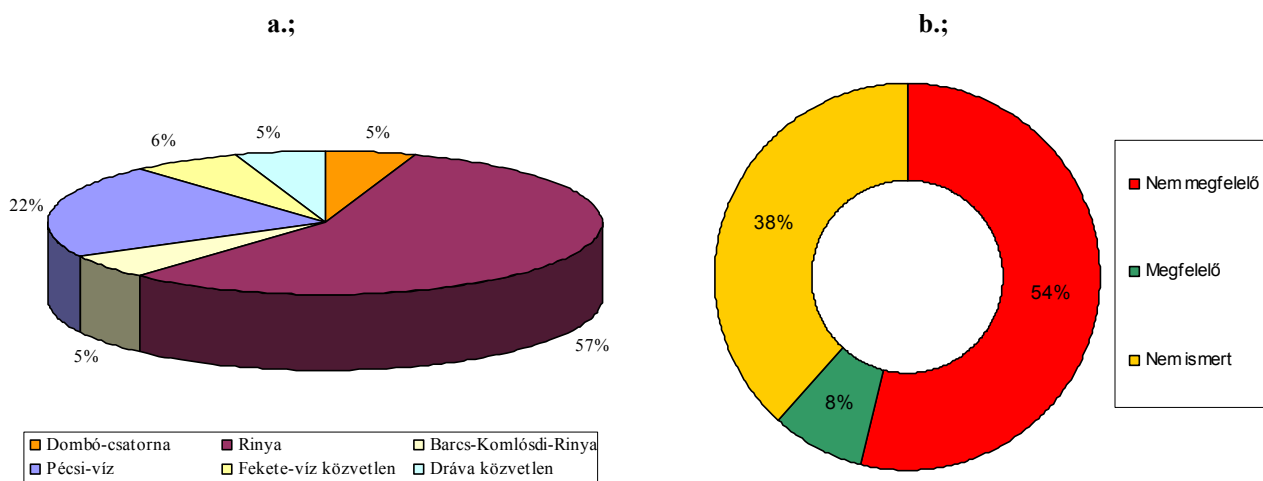
1991-ben még megoldatlan volt, a tárolás Szalántánál, illetve Garéban történt (DDKvF 1995). A Garé határában található nagy befogadóképességű hulladéklerakókon a MÖBIUSZ (későbbiekben DÉLHÚS Rt.), a Pécsi Bőrgyár és a Budapesti Vegyiművek Rt. (1979–1981 között 15 000 t klór-benzol hulladék lerakása) veszélyes hulladékát helyezték el (ANTAL I. – KOSZTOLÁNYI GY. szerk. 1999). A garéi lerakó miatt a talaj és a talajvíz nagyfokú elszennyeződése következtében – a továbbterjedés megelőzésére – a kármentesítés elengedhetetlen.

A rendszerváltás után az ipari üzemek termeléscsökkenéséből, a nagy vállalatok, gazdaságok, szövetkezetek felszámolásából, a tevékenységek megváltozásából fakadóan a hulladék kibocsátás csökkent, azonban egyrészt a működő üzemekben, másrészt a megszűnt vagy felszámolás alatt lévő létesítmények, telephelyek gyűjtőhelyein, tárolóiban a felhalmozott veszélyes hulladékok ártalmatlanítása továbbra is problémás volt. Ezt a feladatot ugyanis az állam nem vállalta magára. A legtöbb esetben az ártalmatlanítók magánvállalkozásokban jöttek létre, a (rész)vízgyűjtőn az ilyen irányú tevékenységek 1993-tól indultak el. Újszerűen jelent meg a privatizációkat követően a megörökölt hulladékok kérdése és a bejelentési kötelezettségre vonatkozó tájékoztatatlanság (KOVÁCS Á. et al. 1993) is.

Az 1990-es évek közepétől a veszélyes hulladékoknak az üzemektől való begyűjtését azok kezelésére jogosult gazdálkodó szervezetek végzik, megfelelő technikai háttérrel és személyzettel. 2003-ban a régióban 24 saját telephellyel rendelkező engedélyezett veszélyes hulladék begyűjtő dolgozott, a hulladékok ártalmatlanítása többségében más régiókban lévő létesítményekben történt. A vágóhídi, illetve a húskombinátokban keletkező veszélyes hulladékokat komposztálással kezelik és hasznosítják; a vizsgált területen egyedül Pécsen van erre szolgáló létesítmény. Egyéb jelentős, veszélyes hulladékok hasznosítására szolgáló létesítmény a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén nincs.

Itt említendő meg a döggutak és dögterek, amelyek az állati hullák befogadására létesültek. Magyarországon ez általánosan elterjedt megoldás volt a feldolgozásra alkalmatlan, illetve tulajdonos nélküli állati hulladékok ártalmatlanítására. Többségüket az Önkormányzatok vagy az állattartó nagyüzemek üzemeltették. Az üzemeltetésből származó kockázatot elsősorban a szerves anyag lebomlása során keletkező bomlástermékek talajvízbe, másodsorban közvetett úton – vagy üzemeltetési, elhelyezési problémákból fakadóan közvetlenül – a felszíni vízbe jutása jelenti. Elsősorban bakteriológiai, másodsorban zsírsav, ammónia, klorid, foszfát, nehézfém szennyezést okozhattak. KOVÁCS Á. et al. (1993)

tanulmánya szerint az állattartó telepeken az 1990-es években képződött évi 1205 t elhullott állati tetemből évi 900 t került a falusi döngkutakba. Az üzemelő döngkutak 70%-ának kezelése nem volt kielégítő. A DDKvF (1991) felmérése szerint csak Baranya megyében 117 db döngkútról volt tudomás. Az Országos Hulladékgazdálkodási Terv elfogadását követően a 71/2003. (VI. 27.) FVM rendelet rendelkezett arról, hogy állati hulladék – a felülvizsgálatot (2003. december 31.-ét) követően és a szakhatóságok által meghatározott módon – csak 2005. december 31.-éig helyezhető el állati hulladéktemetőben. Új állati hulladéktemető létesítése nem engedélyezhető. A dél-dunántúli statisztikai régió hulladékgazdálkodási tervének elkészítése előtt szintén felmérték a régióban azokat, mely felmérés szerint 210 üzemelő döngkútba került az állati tetemek 28%-a és a vágóhídi hulladékok 1,5%-a. Célként tűzték ki az összes működő és lezárt döngkút és állati hulladéklerakó felszámolását. (Jelenleg az állati eredetű hulladékok begyűjtését (hasznosítását) az ATEV hálózat végzi (Böhönyén). A következő ábrákat a 2005 év végi állapot alapján készítettem.



6.30. ábra: A döngkutak megoszlása a részvízgyűjtőkön a veszélyes anyag mennyisége (m³) **a.;** és műszaki védelme **b.;** szerint a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2005. év végi állapot alapján (Forrás: KÁRINFO adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Ezek és a **16. melléklet** szerint a (rész)vízgyűjtő vizsgált területéről, 13 döngkútról érkezett információ. A fentiekhez képest „kis” szám oka, hogy egyrészt már többségüket bezárták, másrészt a fenti rendeletről fakadóan a bezárás éppen folyamatban volt, valamint a rendezetlen tulajdonosi háttér miatt a bejelentési kötelezettség „gazdátlan” mivolta is szerepet játszott. A bejelentett adatokból megállapítható, hogy a veszélyes anyag mennyisége alapján a Rinya és a Pécsi-víz részvízgyűjtők voltak a legterheltebbek. A bejelentettek csupán 8%-a rendelkezett megfelelő műszaki védelemmel – még a 41/1997. (V. 28.) FM rendeletnek megfelelően. A döngkutak helyét a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában a 2006. évi állapot szerint a **6.5. térkép** szemlélteti.

A dél-dunántúli régióban a termelési nem veszélyes hulladékokat – növekvő sorrendben – 2003-ban a mezőgazdaság (6,5 millió tonna), a bányászat (3,6 millió tonna), a villamosipar (380 ezer tonna), az élelmiszeripar (200 ezer tonna), valamint a faipar (n.a.) eredményezte döntő többségében. (DDKvF 2001) A régión belül a vizsgált terület termelési tevékenységeit áttekintve, szintén a fenti sorrend érvényes. A mezőgazdaságban és az élelmiszeriparban keletkező hulladékok többségét talajerő-visszapótlás vagy állatok takarmányozása révén hasznosítják. Kifejezetten a mezőgazdasági és élelmiszeripari eredetű fel nem használt nem veszélyes hulladékok ártalmatlanítására szolgáló létesítmény a térségben nem működik. Az élelmiszeriparban keletkező csomagolóanyagok begyűjtése zömében a települési hulladékokkal együtt történik. Az iparból és egyéb gazdálkodói tevékenységből származó nem veszélyes hulladékok egy része a települési hulladéklerakókra kerül, továbbá a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a termelési hulladék lerakására szolgál az erőművi zagytározó, a pécsi inert hulladéklerakó, a kővágószőlősi új vízkezelési-iszap lerakó, valamint a külszíni bányászathoz tartozó meddőhányók.

6.6.2 Települési hulladék

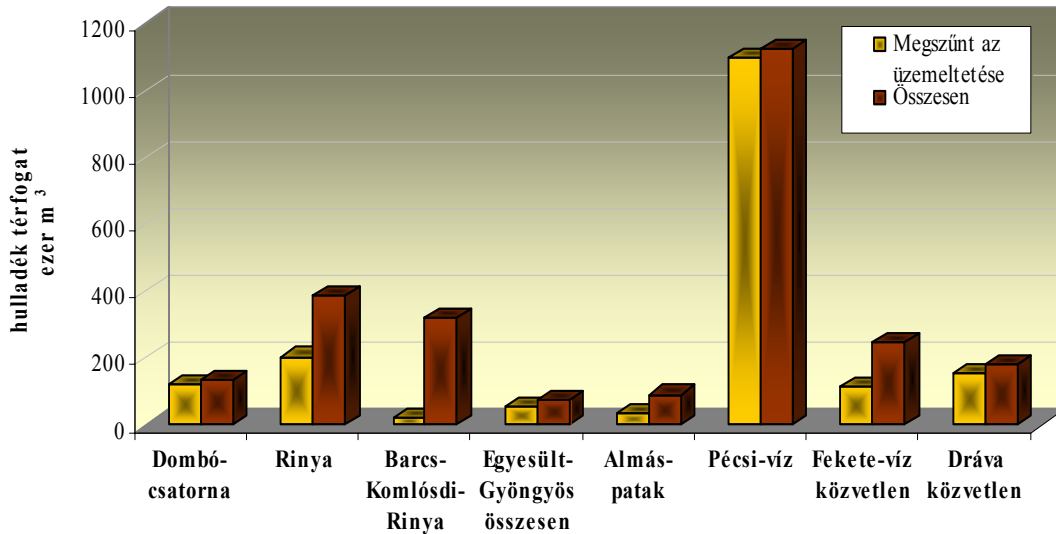
A (rész)vízgyűjtő vizsgált területén Nagyatádon, Baracson, Csurgón, Szigetváron és Pécsen az 1970-es évek végére rendszeressé vált a települési szilárd hulladékgyűjtés (DDVIZIG 1979; DDVIZIG 1986A). Somogy és Baranya megye már az 1980-as évek közepétől rendelkezett hosszú távú hulladék elhelyezési koncepcióval (DDKÖVIZIG 1989; DDKvF 1991), amelyben felismerték a hulladékok ártalommentes elhelyezésének szükségességének, az üzemelő lerakók működése utólagos szabályozásának, illetve a környezetszennyező szeméttelpek és folyékony hulladéklerakók felszámolásának és a területek rekultiválásának fontosságát. Bár a cselekvés még váratott magára.

A (rész)vízgyűjtőn 2003-ban vált teljessé a hulladékok szervezett elszállítása. A települési szilárd hulladékok körzeti begyűjtését nagyobb szolgáltatók, mint például a pécsi BOKOM Kft. és kisebb gazdálkodó szervezetek végzik. A lakosság által beszállított, szelektíven gyűjtött hulladék befogadására hulladékudvarok szolgálnak, illetve a begyűjtési akciók. A szelektív hulladékgyűjtés tekintetében Pécsen a gyűjtés valamennyi módozata megtalálható, és válogatómű is működik. Az építési–bontási hulladékot inert hulladéklerakókba helyezik el, vagy építési területek feltöltéséhez hasznosítják. A kommunális szennyvíziszapok mezőgazdasági hasznosítása a Somogy megyei területen

jellemzőbb, 2003-ban a keletkező mennyiség 76%-át injektálták, 18%-át komposztálták. Baranya megyében a víztelenített szennyvíziszapok több mint 95%-a a települési hulladéklerakókon került elhelyezésre.

Amint az a fentiekből is egyértelmű, a (rész)vízgyűjtőn a keletkező települési szilárd hulladékok ártalmatlanításának korábban és jelenleg is általános gyakorlata a lerakás. Környezetvédelmi szempontból azonban nem mindegy annak módja. E tekintetben az Európai Unióhoz való csatlakozási szándékunk következtében a 75/442/EGK tanácsi irányelv a hulladékgazdálkodás közös stratégiájáról szóló 97/C 76/01 tanácsi állásfoglalásának jogharmonizációja Magyarországon a hulladékgazdálkodásról szóló 2000. évi XLIII. Törvénnyel, valamint a hulladéklerakók lezárásának és utógondozásának szabályairól és egyes feltételeiről szóló 22/2001. (X. 10.) KöM rendelettel történt. 2003. július 16-ig el kellett készíteni az Országos Hulladékgazdálkodási Tervet, majd ennek kapcsán elfogadásra került a már említett 15/2003. (XI. 7.) KvVM rendelet, a Dél-dunántúli statisztikai régió hulladékgazdálkodási tervét is tartalmazva. Ennek következtében, illetve a gyakorlatban már a 2002. év végétől „sorsdöntő” lépés történt a hulladéklerakók üzemeltetése terén. A nem megfelelően kialakított települési szilárd hulladéklerakókat ugyanis legkésőbb 2009-ig be kell zárni, vagy az előírásoknak megfelelően korszerűsíteni kell, de a korszerű kapacitások kiépüléséig a lehetőségeknek megfelelően – a környezeti elemek védelmének maximális szem előtt tartása mellett – a hulladékok ártalmatlanítását még biztosítani kell. A (rész)vízgyűjtőn így sorra bezárták a kis telepeket, és a települések főként a nagyobb, kistérségi lerakók üzemeltetőihez csatlakoztak. A régió hulladékgazdálkodási terve megállapítja, hogy az engedélyezett továbbüzemelő lerakók összes szabad kapacitását figyelembe véve a keletkező hulladékok elhelyezése 2007. október 31.-éig volt biztosított, addig az időpontig a nem megfelelő lerakókat kiváltó új kezelő létesítményeket üzembe kell helyezni. (A napokban megjelent jogszabály-módosítás ezt az időpontot 2009. július 15-ig kitolta.) A hulladéklerakók helyét a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában a 2006. évi állapot szerint a **6.6. térkép** szemlélteti.

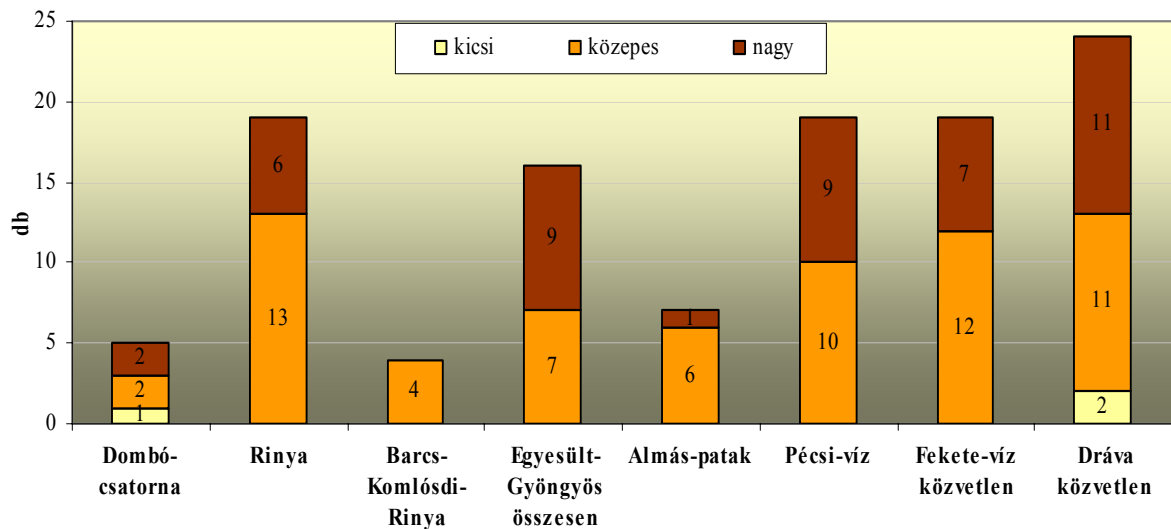
A következő ábrák és a **17. melléklet** a hulladéklerakók helyzetét szemléltetik a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén.



6.31. ábra: A lerakott (szilárd) hulladék térfoga a Dráva (rész)vízgyűjtő részvízgyűjtőinek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján
(Forrás: LANDFILL adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A **6.31. ábrán** jól látszik és a **17. mellékletben** nyomon követhető, hogy a lerakott hulladéktérfogat a (rész)vízgyűjtőn belül leginkább a Pécsi-víz részvízgyűjtőjét terheli és valószínűleg terhelte korábban is. Ezt követi a Rinya és a Barcs-Komlósi-Rinya részvízgyűjtők. Az üzemeltetés megszüntetése tekintetében, ha a lerakók darabszámát vizsgáljuk, akkor az, leginkább az Almás-patak, a Rinya, és a Fekete-víz közvetlen részvízgyűjtőket érintette, 86–85–84%-ban. Ha a lerakott hulladéktérfogatot vizsgáljuk a megszüntetés kapcsán, akkor a Pécsi-víz részvízgyűjtő, az Egyesült-Gyöngyös és a Dombó-csatorna részvízgyűjtők 98–93–90%-al lettek „könnyebbek”. A fenti arányok nem „különösek”, ugyanis például egy 1990-es Baranya megyére vonatkozó felmérés (DDKvF 1995) szerint akkor a 140 db nyilvántartott hulladéklerakó közül 56 db eleve semmiféle engedéllyel nem rendelkezett. A hulladékok további elhelyezését és kezelését a Mecsek–Dráva Hulladékgazdálkodási Program célozza megoldani, a (rész)vízgyűjtőn Kővényben és Barcon hulladékkezelő központ létesítésével, illetve a lecsökkentett számú kezelő telep miatt átrakó állomásokkal, hulladékudvarokkal, gyűjtőszigetekkel, komposztáló teleppel.

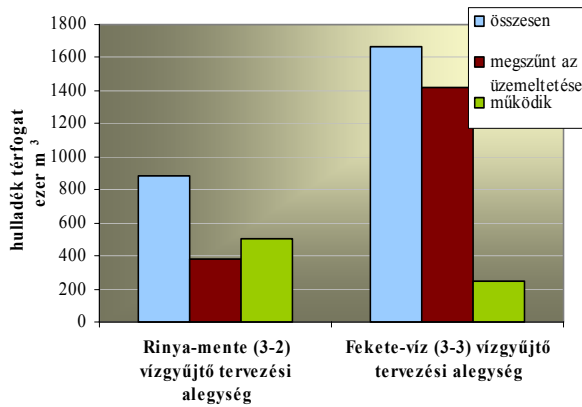
A következő ábra a hulladéklerakók kockázatának megítélését szemlélteti a vizsgált területen.



6.32. ábra: A hulladéklerakók kockázatának megítélése a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján
(Forrás: LANDFILL adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

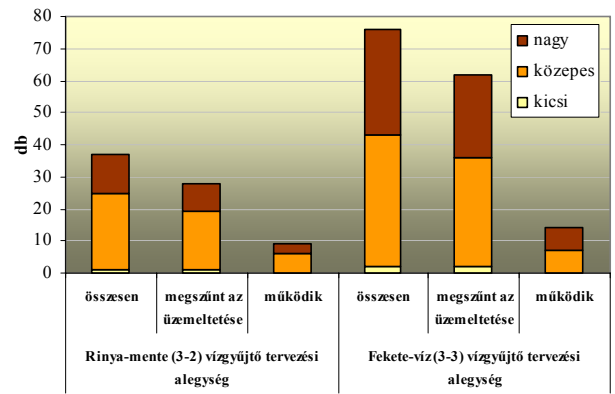
Megállapítható, hogy összességében a hulladéklerakók 40%-a nagy, 58%-a közepes környezeti kockázattal bírt. Az ábrából kiemelendő a Dráva közvetlen részvízgyűjtő területen az összességében legnagyobb számú lerakó, azonban a Dombó-csatorna kivételével csak itt van kicsi kockázatú is. A problémás lerakók a nagyságuktól függően különböző hatást fejthetnek ki a talajra, illetve a hidroszférára. A nagy kockázati arány léte tulajdonképpen várható volt, hiszen például KOVÁCS Á. et al. (1993) tanulmánya szerint az akkor felmért valamennyi hulladéklerakó műszaki védelem nélkül létesült, illetve az illetékes hatóságok felmérései (DDKvF 1995) szerint a szemételepekre az 1980-as évek elejéig veszélyes hulladéknak minősülő ipari hulladékok is kerültek. Mindezek mellett nem elhanyagolhatók a lakossági fogyasztásból származó gyógyszermaradványok, festékes, olajos edényzet, akkumulátorok, szárazelemek, vegyszermaradványok háztartási szemétben, szemételepeken való elhelyezése egészen a szelektív hulladékgyűjtés elterjedéséig és tulajdonképpen a valódi környezettudatos magatartás kialakulásáig (a jövőben).

A következő ábrák egyrészt összegzik a fentieket, másrészt a VKI vízgyűjtő-tervezési alegységekre lebontva jelenítik meg.



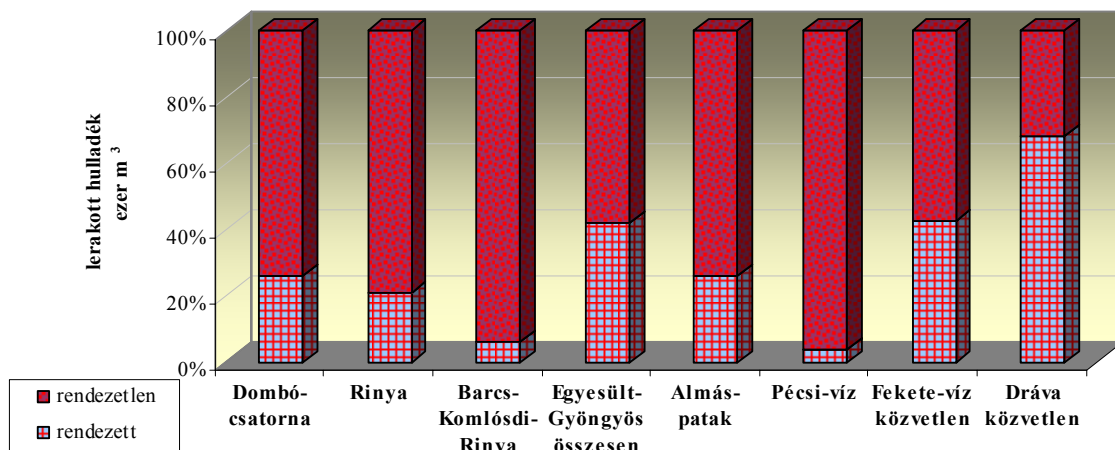
6.33. ábra: A lerakott (szilárd) hulladék térfogata a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján

(Forrásaik: LANDFILL adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)



6.34. ábra: A hulladéklerakók megoszlása és kockázatuk megítélése a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján

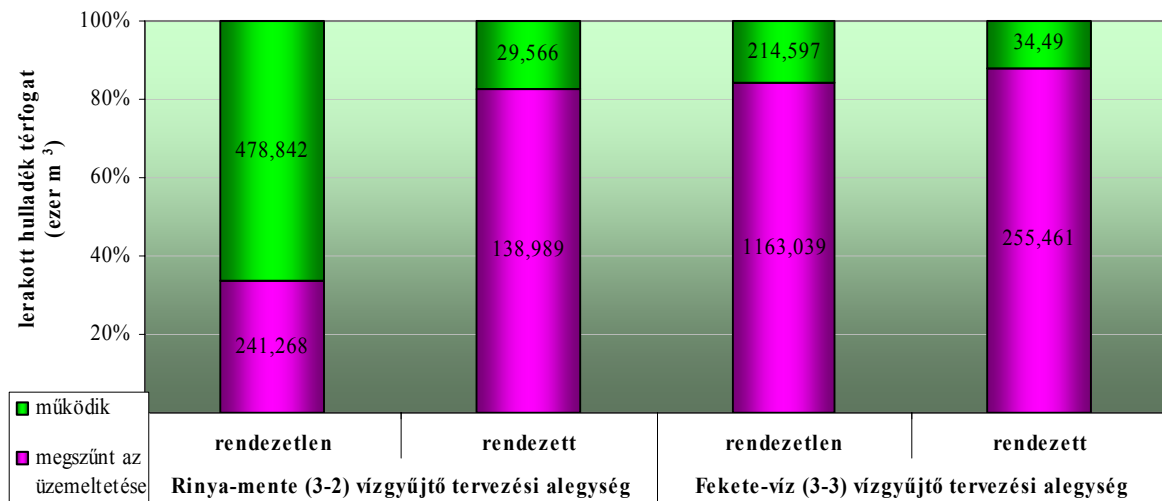
Leolvasható, hogy a lerakott hulladéktérfogat a Fekete-víz tervezési alegységen közel kétszeres terhelést adott (ad) a Rinya-mentéhez képest a lerakók számarányának alakulásával egyetemben. A lerakók kockázata tekintetében szintén a 3-3 alegység a problémásabb, ahol 43%-ban nagy kockázatúak voltak a lerakók, a másik 32%-al szemben. Az üzemeltetését tekintve megszűnt telepek a fentiekkel összhangban alakultak. A Rinya-mente alegységen bezárták 76%-át, ez a lerakott hulladék térfogatának több mint 40%-át „vitte magával”. A Fekete-víz alegységen 82%-a került bezárásra, ami 85% hulladéktérfogatot foglalt magába. Ezekben belül 75% feletti volt a nagy kockázatú lerakó. A régió hulladékgazdálkodási terve szerinti 2009. július 15-ig engedélyezetten továbbüzemeltető lerakók több mint 40%-ban nagy kockázatúak. A Rinya-mente alegységen a továbbüzemeltetők számban ugyan kevesebben, a lerakott hulladéktérfogatot tekintve telítettebbek a Fekete-víz alegységen lévőknél.



6.35. ábra: A hulladéklerakók rendezettsége a Dráva (rész) vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján

(Forrás: LANDFILL adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A fenti ábra a rendezett, illetve a rendezetlen lerakott hulladék arányáról ad képet a részvízgyűjtőkre lebontva. A (rész)vízgyűjtőn a hulladék térfogatának 82%-a rendezetlen körülmények között került elhelyezésre. Legnagyobb százalékban a Pécsi-víz (96%) és a Barcs-Komlósi-Rinya (94%) részvízgyűjtők terheltek ebből a szempontból. Leginkább rendezett e téren a Dráva közvetlen részvízgyűjtő közel 70%-ban. A rendezett hulladéklerakás a vizsgált időszak első 3/4-ében – mint azt a fentebb tárgyaltak is igazolják –, nem volt túl gyakori. Tulajdonképpen majdnem minden önálló településnek volt a település határában hivatalos/félhivatalos szeméttelpe. A rendezett, vízzáró réteggel, vízvezető réteggel a csurgalékvíz összegyűjtésére, annak tisztítási lehetőségével, folyamatos takarással és figyelőkúttal – vagy ezek csak egy részével – csupán néhány település rendelkezett. Gyakran felhagyott homokbánya helyén, vízbázis és/vagy felszíni víz közelében történt a rendezetlen szeméttelrakás növelve ezzel a lerakó környezeti és közegészségügyi kockázatát. 1990-es felmérés szerint (DDKvF 1995) a lerakók körülkerítése általában nem volt megoldott és az előírt 1000 m-es védőtávolság is csekély esetben teljesült. A rendezetlen lerakás példája az illegális szeméttelhelyezés is, szintén a fenti felmérés szerint Baranyában ezek száma meghaladta a legális lerakók számát. Legrosszabb helyzetben Pécs volt, ahol az üres telkeken és a rendszerváltozás következtében felhagyott iparterületeken ennek számtalan példáját lelték fel. A következő ábrán a lerakott hulladéktérfogat a rendezettség és a vízgyűjtő tervezési alegységekkel kapcsolatban vizsgálható.

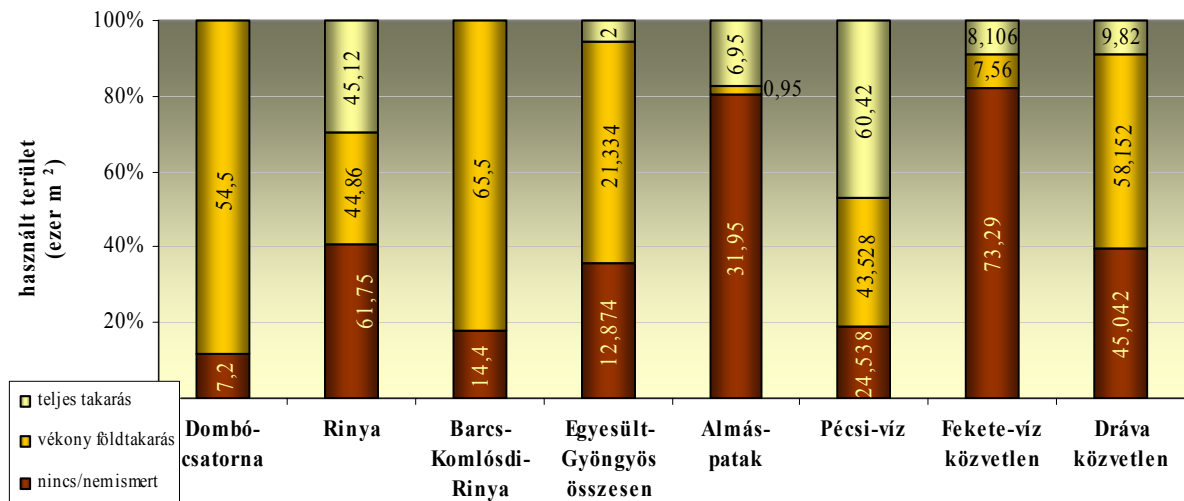


6.36. ábra: A hulladéklerakók rendezettsége a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján
(Forrás: LANDFILL adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

Elmondható, hogy 2006-ra a rendezett, megszűnt üzemeltetésű hulladéklerakók mindkét tervezési alegységen a lerakott térfogat több mint 80%-át foglalták magukba. Ennek oka, hogy a bezárt lerakók esetében – többnyire megtelt – a lezárást követően esetenként már

megkezdődött a rekultiváció. A rendezetlen lerakókon belül a bezártak, a Fekete-víz alegységen több mint 85%-nyi, a Rinya-mentén viszont mindössze 35%-nyi hulladéktérfogatot foglaltak magukba, így a működők tekintetben a Rinya-mente alegység a terheltebb.

A hulladéklerakás módszerét vizsgálva, nem mindegy az elhelyezést követően a takarása, ugyanis a szabad felületről a csapadékvíz könnyen a talajba, illetve a hidroszférába mossa a kioldott szennyezőanyagokat. Régi kommunális hulladéklerakókon végzett vizsgálatok (BERECZ E. 2001) szerint a lerakókon keresztül az éves átlagos szivárgóvíz terhelés a nem szigetelt és nem rekultivált terület esetén $4\text{--}10 \text{ m}^3/\text{ha} \times \text{nap}$, rekultivált depóniafelület esetén $1\text{--}3 \text{ m}^3/\text{ha} \times \text{nap}$, és megfelelően szigetelt terület esetén $\ll 1 \text{ m}^3/\text{ha} \times \text{nap}$. A szivárgóvíz fő alkotórészei a szervesanyagok és a nitrogénvegyületek. Emellett azonban tartalmazhat szervesetlen, ún. sóképző anyagokat és nehézfémeket is.

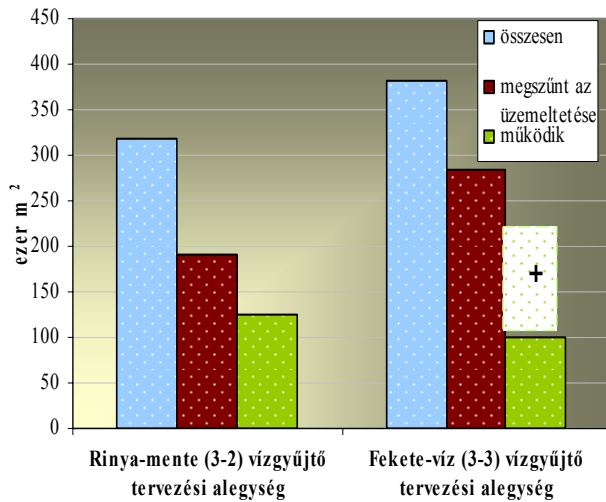


6.37. ábra: A hulladéklerakók felső fedőrétege a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján

(Forrás: LANDFILL adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

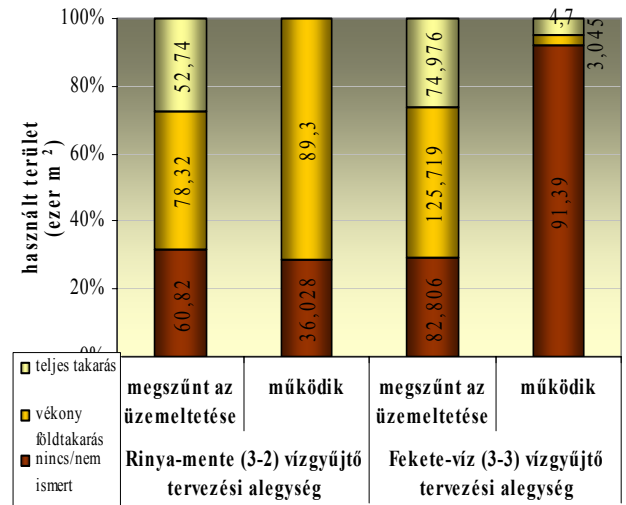
A lerakók közel 20%-nyi használt felülete nem rendelkezett felső fedőréteggel vagy ez nem volt ismert és csak alig 20%-án volt teljes takarás. A felső fedőréteggel való rendelkezés tekintetében a vizsgált területen az Almás-patak és a Fekete-víz közvetlen részvízgyűjtők voltak a legveszélyeztetettebbek, itt a lerakók által használt terület több mint 80%-án nem volt felső takarás. Egyes részvízgyűjtőkön a teljes takarásra még példa sem volt, mint például a Dombó-csatornához és a Barcs-Komlósi-Rinyához sorolhatókon. A teljes takarásra a Pécsi-víz részvízgyűjtőn a használt terület több mint 40%-ánál volt példa. Okként valószínűsíthető – mivel a **6.35. ábra** szerint a lerakott térfogat nagy része rendezetlen volt –, hogy itt a fedőréteggel takart lerakókon kisebb mennyiségű hulladék volt még csak lerakva.

A következő ábrák a használt terület, a fedőrétegek és a működés arányát mutatják az alegységeken.



6.38. ábra: A hulladéklerakók által használt terület nagysága a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyjűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján

(Forrásaik: LANDFILL adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)



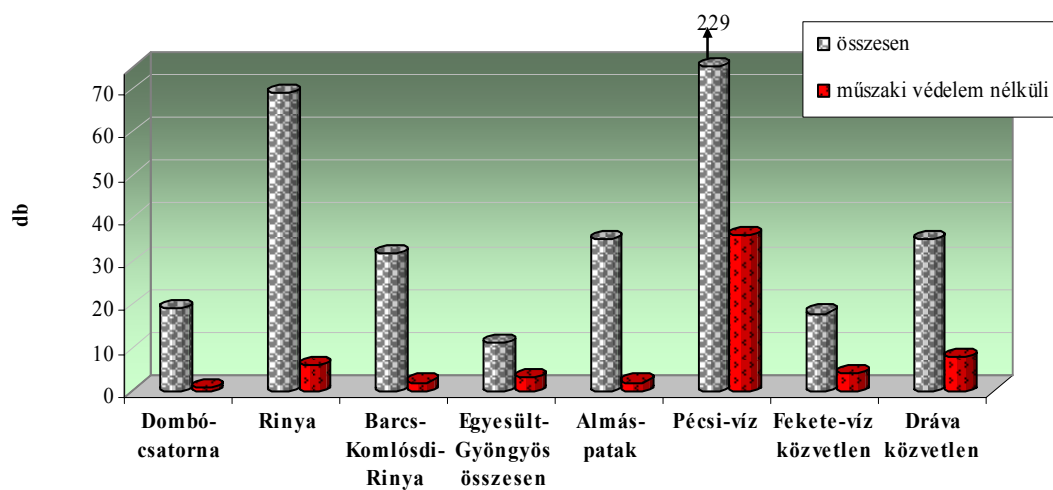
6.39. ábra: A hulladéklerakók felső fedőrétege a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyjűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján

Megállapítható, hogy a Fekete-víz alegységen nagyobb volt a lerakók által elfoglalt terület, mint a Rinya-mentén. Ezzel egyetemben ott mintegy 80%-nyi területen, míg a 3-2 alegységen 60%-nyin szűnt meg az üzemeltetés. A 3-3 alegységen a + jelzés a tervezett hulladékgazdálkodási központ (Kökény (Szilvás)) által elfoglalt lerakási területet jelöli, azonban erről több információ az adatbázisban nem volt. A működő lerakók által használt terület felső szigetelését tekintve a Rinya-mente alegységen volt a kedvezőbb helyzet, ugyanis a másikon több mint 90%-án nem volt/nem volt ismert az. Ennek oka a 6.35. ábrára utalva a Fekete-víz közvetlen terület problémásságára vezethető vissza. Az üzemelést megszüntetett lerakók esetében a felső fedőréteg az alegységeken közel azonos módon és harmadolt arányban alakult. Ennek okaként a területek megkezdett rendezése és rekultivációja adható meg. A már említett KvVM rendelet 3. melléklete szerint a területen az engedélyezett továbbüzemelő lerakók összes szabad kapacitását figyelembe véve a keletkező hulladékok elhelyezése 2009. július 15-ig biztosított.

6.7 EGYÉB

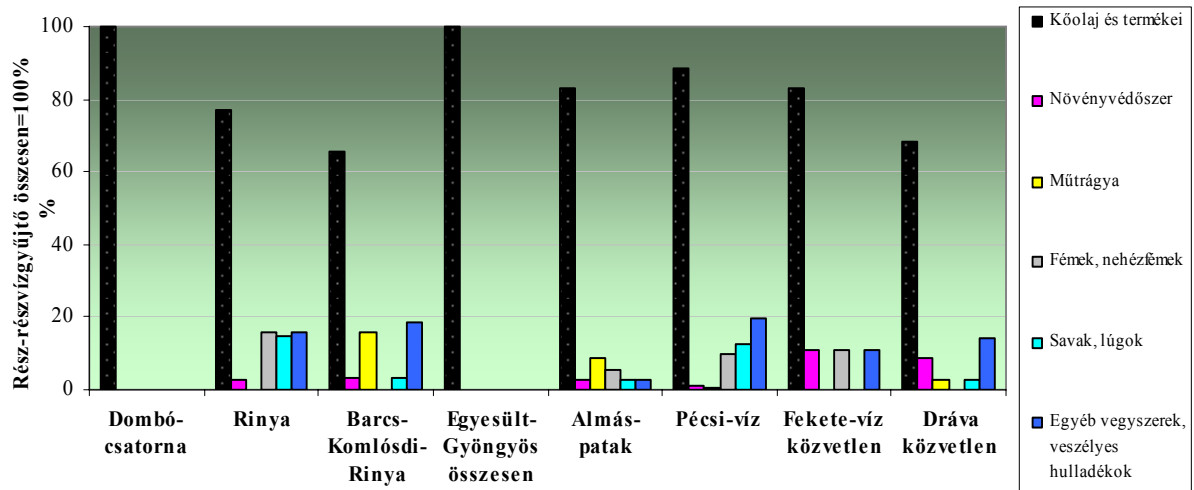
6.7.1 Anyagok gyűjtésére, tárolására szolgáló létesítmények

Ebben az alfejezetben a (rész)vízgyűjtő vizsgált területére leginkább jellemző és a felszíni vizekre közvetetten vagy közvetlenül veszélyes anyagok gyűjtéséről és tárolásáról foglaltam össze a releváns adatokat, valamint itt helyeztem el az egyes kiemelten kezelendő hulladékáramokkal kapcsolatos megemlítendőket is. Az alábbi ábra és a **18. melléklet** szemlélteti, a vizsgált területen, elsősorban a Pécsi-víz, másodsorban a Rinya részvízgyűjtőn volt a legtöbb ilyen gyűjtő, tároló létesítmény. Ennek oka egyrészt a részvízgyűjtők mérete, másrészt az ipari, mezőgazdasági és szolgáltatási telephelyek túlsúlya volt.



6.40. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján (Forrás: FAVI adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A létszám mellett nem mindegy a tárolás módja sem, azaz a szennyezés lehetőségét tekintve a műszaki védelem megléte vagy hiánya. A bejelentéskor a vizsgált területen a tárolók mintegy 15%-a volt műszaki védelem nélküli. Ez az arány a korábbi évtizedekben valószínűleg ezzel ellentétesen éppen a műszaki védelemmel létesültekre vonatkozott. A részvízgyűjtőkre lebontva ebből a szempontból az „Egyesült-Gyöngyös összesen” volt a legveszélyeztetettebb 27%-kal (mellékletben ezen belül: Gyöngyös K-i ág (60%)), míg a szennyezés szempontjából legkisebb kockázatú a Dombó-csatorna. A FAVI adatok feldolgozása alapján 2006-ban a műszaki védelem nélküli létesítmények többsége tüzelőolaj-tároló, gépkocsi mosó és mezőgazdasági telephelyen üzemanyagkút volt. A gyűjtött és a tárolt anyagok minőségével kapcsolatba hozható csoportosítás szerint a létesítmények arányait a következő ábra szemlélteti.

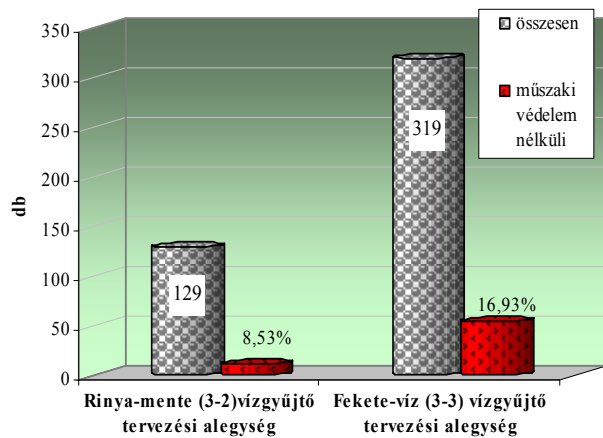


6.41. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a gyűjtött és a tárolt anyagok minőségével kapcsolatba hozható csoportosítás szerint a 2006. évi állapot alapján (Forrás: FAVI adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

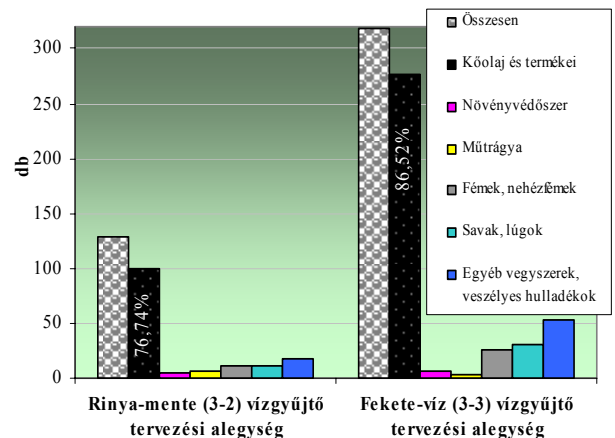
A legnagyobb arányban a kőolaj és termékeivel kapcsolatba hozható létesítmények szerepeltek; a Dombó-csatorna és az Egyesült-Gyöngyös összesen részvízgyűjtőkön kizárólagosan ezek. Továbbá kiemelendő a Pécsi-víz részvízgyűjtő vizsgált területe, ahol a létesítmények majdnem 90%-a kapcsolódott ezekhez az anyagokhoz. A felszíni vizek kőolajjal és termékeivel való szennyezése – annak terjedési módjából is fakadóan – elsősorban nem a felszín alatti tárolók műszaki hiányosságaiból eredő talaj/talajvíz elszennyeződéshez (volt) köthető, hanem egyéb kapcsolatos gépipari tevékenységek műszaki hiányosságaihoz és emberi mulasztásaihoz. Ezt támasztja alá az ezzel kapcsolatos néhány feljegyzés is. Például az 1990-es években az olajtartályokról és az üzemanyag tárolásról nyilvántartás még nem volt, viszont KOVÁCS Á. et al. (1993) tanulmánya szerint szinte minden településen volt háztartási tüzelőolaj kimérés, föld alatti többnyire 25 m³-es acéltartályokból. A (rész)vízgyűjtőn kiemelendő fontosságú volt a MOL Rt. (korábban ÁFOR) pécsi telephelye. A DDVIZIG (1979) szerint, az 1965-ös évhez képest 10 év alatt közel 18-szorosára emelkedett a rendkívüli szennyezések száma, az esetek több mint 50%-át az ásványolaj-termékek elfolyása okozta. A 6.2. táblázat és a FAVI adatai alapján megállapítható, hogy a (rész)vízgyűjtőn a felszíni vizek kőolajszennyezésében kiemelt szerepet játszott egyrészt a „települési”, a mezőgazdasági és az ipari telephelyeken lévő üzemanyag kutak, az intézmények, szolgáltatók fűtőolaj tartályainak fel-, túl-, illetve kitöltésekor való kifolyás, másrészt a gépkocsik mosásakor és a gépműhelyekből a járművek javításakor, karbantartásakor való elfolyás. Mivel csak elenyésző számú telephely gyűjtötte össze, és esetleg tisztította mechanikailag az olajos szennyvizet, az, a csapadékvízzel való felszíni lemosással együtt többnyire a közúti árkokba, városi csapadécsatornákba, végül a

felszíni vízfolyásokba gravitált. A hulladékolajok begyűjtési rendszere napjainkra már megfelelőnek mondható, a multinacionális olajforgalmazók többnyire biztosítják a hulladékolajok visszavételi lehetőségét.

A mezőgazdaság kemizálása kapcsán a növényvédőszerrel relevánsan a Fekete-víz közvetlen és a Dráva közvetlen területek kiemelendők; a műtrágyákkal kapcsolatosan a Barcs-Komlósi-Rinya és az Almás-patak részvízgyűjtői a veszélyeztetettebbek. A fémek, nehézfémek gyűjtésből, tárolásból fakadó havária esetekkel való szennyezései elsősorban a Rinya, másod-harmadsorban a Fekete-víz közvetlen és a Pécsi-víz részvízgyűjtőkön várhatók. Savak, lúgok és az egyéb vegyszerekkel, veszélyes hulladékokkal lehetséges gyűjtési, tárolási problémák a Rinya és a Pécsi-víz részvízgyűjtőkön, valamint a Barcs-Komlósi-Rinya mellett jelenhettek meg elsősorban.



6.42. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján



6.43. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési egységek vizsgált területén a gyűjtött és a tárolt anyagok minőségével kapcsolatba hozható csoportosítás szerint a 2006. évi állapot alapján

(Forrás: FAVI adatok alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.)

A fenti ábrák a vízgyűjtő-tervezési alegységekre mérve összegzik a gyűjtő, tároló helyeket. Elmondható, hogy a Fekete-víz tervezési alegységen a Rinya-mente alegységhez képest összesen közel 2,5-szer annyi létesítmény található. A tárolt anyagok minősége alapján is többnyire ez az arány érvényes; kivéve, hogy a műtrágya inkább a Rinya-mente alegységen, a növényvédőszer pedig a Fekete-víz alegységen jelenthetnek nagyobb veszélyt. A műszaki védelem nélküli objektumok számarányát követve a 3-3 alegységen kétszeresek. Összességében e tekintetben is a 3-3 tervezési alegység a veszélyeztetettebb. A vizsgált területen a gyűjtő, tároló létesítmények helyét a **6.7. térkép** szemlélteti.

6.7.2 Csapadékvíz általi lemosás

A felszíni vizek szennyezőanyag terhelését az eleve belevezetett szennyvizek szennyezőanyagai mellett a csapadékvíz általi felszíni lemosás és beoldás, majd az élővízbe gravitálás – mint hatalmas diffúz szennyezőforrás – is befolyásolja. Ezt, a teljesség igénye nélküli felsorolásban a természeti adottságok, a művelési ágak, a beépítettség, a csapadékcsatorna-hálózat kiépítettsége és minősége mind alapjaiban meghatározzák. Szakértők szerint a városokban a nagy intenzitású csapadék első 10 percében lefolyó víz szennyvíz minőségű. A vizsgált területen e szempontból kiemelendő Pécs városának a Pécsi-vízre gyakorolt környezeti hatása. Ezzel a témával több tanulmány (MÁTHÉ K. 1974; KOVÁCS A. – RONCZYK L. 2006; DOLGOSNÉ KOVÁCS A. – RONCZYK L. 2008; RONCZYK L. – LÓCZY D. 2006; RONCZYK L. – WILHELM Z. 2006; RONCZYK L. – TRÓCSÁNYI A. 2006) is foglalkozik, azonban a gyakorlati megvalósítás még várat magára.

Ha az élővízre ható tényezőket még inkább globális „szemüvegen keresztül” tekintjük át, akkor szintén diffúz forrás maga a szennyezett levegő is, amelyből kiülepedéssel, majd beoldódással szintén nő(het) a felszíni vizek terhelése. Vízminőség szempontjából alapvetően fontos az adott csapadék hatására keletkező lefolyás ismerete, mivel a szennyezőanyagok döntő hányadát az ún. „első szennyezéshullám” juttatja a befogadóba. BOTOND GY. (1976) tanulmánya alapján, ilyenkor előfordul, hogy bár rövid ideig, de a szennyezőanyag terhelés 5–10-szeresére, sőt (a levegőből kimosott) ólom esetében 350-szeresére, króm esetében több mint 100-szorosára növekedhet, ami a befogadót illetően már nemcsak az akkumulálódás, hanem a lokális mérgező hatás miatt is rendkívül veszélyes. A tanulmány ólomterhelésre vonatkozó adatai, Magyarországon az ólmozott benzin forgalmazásának betiltásával (1999-től) valószínű kedvezőbb képet nyújtanak.

Mindezeket figyelembe véve, fontos lenne, hogy – a lemosott szennyezőanyagokat is tartalmazó – „első csapadékhullámokat” elkülönítetten, úgynevezett záportározókba gyűjtsék. Ezzel megakadályozható lenne, hogy a szennyezett csapadékvizek közvetlenül a befogadóba jussanak. Mindezek mellett a szennyvíztisztítók működést sem bénítaná meg, mivel egy-egy nagyobb zápor szinte kimossa a szennyvíztelepek ülepítőit, medencéit, így tovább növelve az adott befogadó terhelését.

Nem szorosan ehhez az alfejezethez tartozik, hanem a 6. fejezet egészéhez a következő térkép, amely a 2006. évi állapot alapján a kármentesítések helyeit szemlélteti a vizsgált területen.

7 KÉMIAI VÍZMINŐSÉGI PARAMÉTEREK VÁLTOZÁSA

7.1 DOMBÓ-CSATORNA

A Dombó-csatorna 1988-tól került a kémiai vízminőség vizsgálata céljából a mintázandó vízfolyások közé. Itt megemlítendő a Zsdála-patak is, azonban, az csak az alapparaméterek tekintetében és csak 1989 és 1992 között került mintázásra. A mintavételi helyeket a következő táblázatban foglaltam össze.

7.1. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Dombó-csatornán és a Zsdála-patakon

Dombó-csatorna			Zsdála-patak		
Somogyudvarhely, közúti híd	VM kód: 05F023	1988–2006.	Dombó-csatorna betorkollása után	VM kód: 05F024	1989–1992.

Forrás: DDKTVF adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.

A mintavételek száma/év a vízminőségi paraméterektől függően változott. Ebből fakadóan a Dombó-csatornán a 90%-os tartósságú értékek megjelenítésére a paraméterek többségénél csak 1997 után volt lehetőség, a Zsdála-patakon viszont végig csak az átlagértékekre. Mindkét esetben a vizsgált paraméterek koncentrációjának időbeni változását a **19. melléklet** szemlélteti. Az értékelés viszont túlnyomórészt a Dombó-csatornára vonatkozik, a másik mintavételi pontnál vett minták hiányos értékei miatt.

7.1.1 Oxigénháztartás jellemzői

Az oxigénháztartás paraméterei a vizek szervesanyag tartalmára utalnak. A vizsgált időszakban az *oldott oxigén* koncentrációi (átlag) (**19.,A” melléklet 1. ábra**) 5,50–9,50 mg/l között változott. Az átlagértékek alapján (1988 és 2006 között) többnyire I. és II., a 90%-os tartósságúak alapján II.–III. osztály közöttire tehető a vízminőség besorolása. Az átlagkoncentrációk 1990. és 1999. évi minimumot és 1988., 1993., 1997., 2002. évi maximumokat jeleztek. A 90%-os tartósságú értékek is valószínűleg a fentieket támasztják alá. Az *oxigéntelítettség* (**19.,A” melléklet 2. ábra**) trendje az oldott oxigénnek megfelelően alakult, azonban ez alapján a víz többnyire csak II.–III. osztályba volt sorolható. Azaz az oldott oxigén folyamatosan „pótlódott”, azonban az aktuális koncentrációk telítettségi koncentrációkhoz való viszonya alapján nagyobb mértékben el is használódott. A *biokémiai oxigénigény* (BOI_5) (**19.,A” melléklet 3. ábra**) a szervesanyag biológiai úton, aerob körülmények között való lebontását fejezi ki. Az átlagértékek alapján 1989-ben ez elérte az V. osztályt, több mint kétszeresen túllépve a VKI szerinti kockázatosság határértékét. Majd

1990-től az I. osztály határán stagnált. Az 1997-től megadható 90%-os tartósságú értékek alapján I.–II. osztályba volt sorolható. Ez, az átlagértékek alapján arra utal, hogy az 1991 utáni biológiailag lebontható szerves szennyezés viszonylag könnyen oxidálható volt. Ez a módszer azonban a „kíméletes” volta miatt a szervesanyagok csak egy részét méri, ezért pontosabbak a kémiai módszerek. A *permanganátos* (KOI_{ps}) és a *bikromátos* (KOI_k) kémiai oxigénigény paraméterek (19/„A” melléklet 4–5. ábrák) a vizsgált időszak alatt azonos lefutásúak voltak. Az átlagkoncentrációk alapján a víz II., III. osztályba volt sorolható. Kiugró értéket 1989-ben mértek, ekkor a KOI_k jóval túlhaladta a neki megfelelő kockázatosság határértékét, sőt elérte a IV. osztályhatárt is (ami egyben már a 90%-os tartósságú értékekhez tartozó kockázatossági határ). Ezt követően csökkenő tendencia figyelhető meg egészen 1997-ig, amikor a 90%-os tartósságú értékek alapján a víz már IV. osztályú volt, majd 2004–2005-ben mértek az 1997-eshez hasonlóan magas értékeket. Az átlagos és a meglévő 90%-os tartósságú értékek összehasonlítása alapján valószínűsíthető, hogy 1989-ben a szerves szennyezés miatt a víz akár V. osztályú, azaz erősen szennyezett lehetett. Az *összes szerves szén* (TOC) (19/„A” melléklet 7. ábra) meghatározását csak 2001-től végezték a Dombócsatornán. A 2004. évi maximum után, amikor majdnem V. osztályúvá vált a víz, lassú csökkenés figyelhető meg, azonban továbbra is szennyezett (IV.) maradt. A *szaprobítási* (Pantle-Buck) index (19/„A” melléklet 6. ábra) – azaz indikátor szervezetek relatív gyakoriságából számított, vízi ökoszisztémák lebontó képessége (FEKETE E. et al. 1991) – alapján II., III. osztályú volt a víz, 1995 után e két osztály között stagnálás tapasztalható.

Az oxigénháztartás paramétereinek értékeiből, a kibocsátott szennyvízmennyiségből, -minőségből és a szennyvízbírságokból fakadóan megállapítható, hogy az 1989-es év magas BOI és KOI értékek oka a Csurgói Sajtgyár szennyezése volt, amelyhez esetenként a csurgói szennyvíztisztító telep nem megfelelő működése is csatlakozott. A sajtgyár a tejipari szennyvizének nem megfelelő kezelése miatt a szennyvízbírságok szerint (12. melléklet) kivétel nélkül végig bírságolt üzem volt, nem kötött közcsatornára sem. 1989-re történt ugyan egy üzemi rekonstrukció, illetve savósűrítő és ipari előtisztító létesítése kezdődött, így 1992-re javultak a Márjás-patakba bocsátott szennyvíz minőségi paraméterei. Aztán megszűnt az üzemeltetése, ebből fakadóan a városi szennyvíztisztító telep maradt a tényleges, közvetlen szervesanyag forrás. A vizsgált időszakban a telep esetenként „rossz üzemét”, a közcsatornás Nagy-Hús Kft. elégtelen módon előtisztított húsipari szennyvizének a terhelése okozta. A vizsgált időszak végére az üzem megszűnt, ami a vizsgált vízfolyás vízminőségi paramétereiben is megmutatkozott. A területen továbbá a csatornázottság növekedésével együtt – 6 települést rácsatornáztak a közben átépített szennyvíztisztító telepre – hirtelen

megnőtt szennyvízmennyiség és KOI_k -e alapján 2004–2005-ben erőteljesen hozzájárult a Márjás-patak és így a Dombó-csatorna szervesanyag terheléséhez. A közcatornán elvezetett szennyvizek mellett, egészen a 90-es évek végéig nagy szerepet kaptak az egyéb szennyvízkezelő létesítmények, a terület alacsony csatornázottsági szintje miatt. A részvízgyűjtőn a FAVI adatbázis szerint Berzencén, Csurgón üzemi szennyvíztárolók és szikkasztók, illetve Csurgón szippantott szennyvízűrítő és kezelő telep is működött. Ezeknek a vízkémiai paraméterekre gyakorolt hatásai a tápanyagháztartás paramétereinek alakulásában is megmutatkoztak. A fentiek mellett az állattartás következtében is nagy mennyiségű szervesanyag keletkezik trágya formájában, amely, mint azt már a 6.3.1. fejezetben kifejtettem, szintén akár erősen szennyezett osztályba sorolhatja a felszíni vizeket. Erről bővebben a tápanyagháztartásnál írok.

7.1.2 Tápanyagháztartás elemei

A szerves szennyezések egyik legfőbb mutatója az ammónia, amely a szervesanyagok biológiai lebomlását jelzi. Az ammónia–ammóniumion koncentráció a pH és a hőmérséklet függvénye. (Ezek növekedésével nő a szabad ammónia koncentráció – toxikus.) A Dombó-csatornán az *ammónium–nitrogén* (NH_4-N) paraméter átlagértékei (**19., „B” melléklet 1. ábra**) alapján – és amikor vizsgálták, a 90%-os tartósságú értékek alapján is (a tendencia azonos) – a víz többnyire I. II. osztályba volt sorolható. 0,50 mg/l feletti (III. osztálybeli) értékeket csak a vizsgált időszak elején és az utolsó két évben mértek. A változás tendenciája így 1993-ig csökkenő, aztán kiváló minőséggel stagnáló, majd 2004 után erőteljesen növekvő lett. Ezekben az években, a magasabb ammónium–nitrogén koncentráció a csurgói települési szennyvíztisztítóból érkező szennyvíznek – a szennyvízbírságból következően –, a gyékényesi MÁV szennyvíztelepnek, illetve az első időszakban az állattartó telepek szennyezésének tulajdonítható. A felszíni vizekben, elegendő oxigén jelenlétében az ammónium nitríté, majd nitráttá oxidálódik. A vizsgált időszakban a *nitrit–nitrogén* (NO_2-N) átlagértékei (**19., „B” melléklet 2. ábra**) 0,018–0,082 mg/l között változtak. A változás tendenciája 1989-ig hirtelen csökkenő volt; majd lassú emelkedés után 2006-ra sajnos újra elérte az 1988-as értéket, amellyel III. osztályba lehetett csak a vizet sorolni. A 90%-os tartósságú értékek 2002-ben és 2005-ben a nem elegendő oldott oxigén tartalomnak köszönhetően – előző alfejezet – átléptek a IV. osztályba. A *nitrát–nitrogén* (NO_3-N) átlagértékei (**19., „B” melléklet 3. ábra**) alapján a víz végig II. osztályú volt. 1993-ban és 2004-ben volt egy-egy csúcs, egyébként stagnált. Az *összes nitrogén* koncentrációt (**19., „B” melléklet 4. ábra**) 1988 és 1997 évek között mérték, az

átlagértékek 2,43–4,10 mg/l között mozogtak, 1993. évi maximummal és 1997. évi minimummal. A változás, tendenciáját tekintve összességében stagnáló volt. A víz nitrogénháztartására a települési szennyvíz, az illegális házi szennyvíz elhelyezés és az állattartás mellett valószínűleg a műtrágyázás is hatást gyakorolt, ugyanis a részvízgyűjtő területén döntően mezőgazdasági tevékenység – növénytermesztés – folyik. Mint azt már a természetföldrajzi fejezetben említettem, a csatorna kialakításának alapvető célja a Csurgóhoz, Berzencéhez és Somogyudvarhelyhez tartozó erdőkről és a mezőgazdasági területekről történő vízelvezetés volt. Ebből fakadóan a nitrogén-tartalmú műtrágyának az erózióval való felszíni víz szennyezése gyakorlatilag nem elhanyagolható. Főképpen, ha a 6.28. b.; ábrájára utalva a műtrágyák N:P:K arányának 1991 után a nitrogén felé való – 70% feletti – eltolódására gondolunk.

Az összes foszfor értékei (**19/„B” melléklet 5. ábra**) alapján a víz 1998-ig többnyire csak III., IV. osztályba volt sorolható. Ez idő alatt, 1993–94 évek kivételével meghaladta a VKI szerinti átlagértékre vonatkozó kockázatossági határértékét, sőt a rendszerváltás idején a 90%-os tartóssághoz tartozót is. 1998. után a II. osztályhatáron (200 µg/l) mozogtak az értékek, azonban 2004-ben újra csak IV. osztályú lett a besorolása. Az *ortofoszfát-foszfor* (PO_4-P) átlagkoncentrációk (**19/„B” melléklet 6. ábra**) az 1990-es csúcsot (225 µg/l – III. osztály) követően csökkentek, 1993 és 2003 között tulajdonképpen a II. osztály határán stagnáltak. 2004-től újabb emelkedés következtében a víz újra szennyezett (IV. osztály) lett. A 90%-os tartósságú értékek alapján a Dombó-csatorna mindkét paraméter esetében többnyire III.–IV., a 90-es évek elején V. osztályú lehetett. Az *a-Klorofill* átlagértékei (**19/„B” melléklet 7. ábra**) 5–26 µg/l között mozogtak, ez alapján a víz többnyire kiváló vagy jó minőségű volt. Azonban a 90%-os tartósságúak alapján 1997- és 2005-ben csak III. osztályú minősítést kapott a víz.

A víz foszforháztartását mutató (és az ammónium–nitrogén) paraméterek „tál alakú” trendje a csurgói szennyvíztisztító telep által bevezetett szennyvízmennyiség trendjével azonos. A telepen a vizsgált időszakban túlnyomórészt (mechanikai+biológiai) részleges szennyvíztisztítást végeztek, 2002-, 2004-ben egy kis hányadnál teljes tisztítást, a forrásadatok alapján kiemelve 2004-, 2005-ben mechanikai és biológiai tisztítást nitrifikációval és denitrifikációval. Ennek az eredménye azonban a Dombó-csatornában nem mutatkozott, sőt valószínű éppen a rekonstrukció és bővítési munkálatok következtében pillanatnyilag romlott. A tápanyagháztartás paramétereinek változása, mint már említettem az állattartáshoz is szorosan köthető. A Dombó-csatorna részvízgyűjtőn az 1986-os a rendkívüli szennyezések listáján (6.3. táblázat) a Délsomogyi MG. Kombinát Csurgói Sertéstelepe is

szerepelt, a hígrágya nem megfelelő elhelyezése miatt. E mellett a 2004-es DDKTVF felmérés és a FAVI 2006. évi állapot adatai szerint az 1997-ben a somogyudvarhelyi telepen a trágyatároló földmedencék műszaki védelemmel nem rendelkeztek. A részvízgyűjtőn a többi állattartó telep a berzenceit kivéve nem valószínű, hogy mérhető hatással jelentkezett a somogyudvarhelyi mintavételi ponton vett vízmintában.

7.1.3 Mikrobiológiai jellemzők

A vizsgált időszak alatt a mikrobiológiai paramétereket nem mérték. Az állattartás trágyatárolási módjából és a települési szennyvíztisztító által a befogadóba bocsátott szennyvíznek az ÁNTSZ által nem előírt fertőtlenítési kötelezettségéből fakadóan a mikrobiológiai szennyezők előfordulhattak a vizsgált felszíni vízben. (Somogy megye területére az ÁNTSZ nem írt elő ilyen célú fertőtlenítési kötelezettséget.)

7.1.4 Szervetlen mikroszennyezők

A fémek vizsgálata során a kevés mintaszám alapján az átlagértékeket lehetett értékelni. E szerint a *cink*, a *króm*, a *nikkel* és az *ólom* koncentrációja (**19/„D₁” melléklet 2.,5–7. ábrái**) a vizsgált időszakon belül jóval az I. osztály határértéke alatt maradt. A változásuk tendenciája többnyire stagnáló volt, az utolsó években csökkenő. Az *alumínium* átlagkoncentrációk (**19/„D₁” melléklet 1. ábra**) alapján a víz többnyire II., III. osztályú volt. Csúcsként az 1998. évi 140 µg/l átlagkoncentráció adható meg. A *higany* (**19/„D₁” melléklet 3. ábra**) átlagértéke alapján a víz csak 2000-ben lépett át a kiváló minőségi osztályból a jó kategóriába. A *kadmium* alapján (**19/„D₁” melléklet 4. ábra**) a víz 1991, 1992 években erősen szennyezett (V. osztályú) volt. A *réz* (**19/„D₁” melléklet 8. ábra**) 2000. évi átlagértéke éppen átlépte csak a II. osztályhatárt (esetleg növényvédőszerből származóan), egyébként a víz kiváló minősítésű volt. A fémszennyeződés – mivel a területen jelentős fémipari üzem, gyűjtéssel, tárolással kapcsolatos tevékenység nem volt – feltételezhető, hogy a hulladéklerakó telepek csurgalékvizeiből származott. A részvízgyűjtőn ugyanis kettő lerakó is van, amelyik a többihez képest jelentősebb hatással bír(hat), mindkettő nagy kockázatú, szigeteléssel nem rendelkező, ezek a porrogi és a berzencei. A kettő közül a berzenceiről származó szennyezések a valószínűbbek, bár a porrogi is teljesen nyitott, így a hulladék bemosódik a völgyfenéken. A berzenceinek ugyan 1996-tól megszűnt az üzemeltetése,

azonban a nagy mennyiségű hulladék vízfolyáshoz közel található, alsó szigetelése nincs, a földtakarása is csak vékony, átlátszó.

7.1.5 Szerves mikroszennyezők

A *fenolok* esetében az átlagkoncentrációk (**19/„D₂” melléklet 1. ábra**) alapján a víz az 1988., az 1997. és a 2006. évi csúcokat kivéve II. osztályba volt sorolható. A 90%-os tartósságú értékek alapján a víz csak II.–III. osztályú volt. A fenol a felszíni vizekbe a mezőgazdaság kemizálása során a növényvédőszerkeim bomlástermékeiből kerülhetett, a 6.3.2. fejezetben már említett módokon. A vizsgált területen a másik szennyezőforrás a szénhidrogén bányászat során használt öblítőközeg lehet/ett, amely tartalmazhat fenolt is. Ma már ugyan azt visszajuttatják, azonban korábban elszikkasztották, így az a szénhidrogén származékokkal együtt a felszíni vizekbe kerülhetett.

Az *anionaktív detergens* vízben jól oldódó felületaktív anyagok, azonban a víz egyes fizikai paramétereit is megváltoztatják. Hatásuk a vizek felületi feszültségének csökkentésében, a habképződés elősegítésében nyilvánul meg. Ebből adódóan a vizsgált területen ide kapcsolható ipari tevékenység híján a háztartási mosó- és tisztítószerkeim alkalmazása révén kerültek az élővizekbe. Az átlagkoncentrációk (**19/„D₂” melléklet 2. ábra**) alapján a vizsgált időszakban a víz Somogyudvarhelynél kiváló minőségű volt. A 90%-os tartósságú értékek alapján 1997-ben és valószínűleg 1990–91-ben is átlépett a II. osztályba. Az utóbbi, az akkor még működő Csurgói Sajtüzem tejipari szennyvizének nem megfelelő kezeléséből adódott.

A *kőolaj és termékei* paraméter átlagkoncentrációi (**19/„D₂” melléklet 3. ábra**) többnyire III.–IV. osztályba sorolták a vizet. A legmagasabb átlagérték 1989-re adódott. 1997 után tulajdonképpen a változás trendje II., III. osztályban stagnáló. A kőolaj és termékeinek magas átlagkoncentrációi a vizsgált időszak elején a 6.4. térképen is jelölt kőolajbányászati tevékenységéhez és a 6.3. fejezetben már említett mezőgazdasági géphasználatokhoz, valamint a gyűjtő-, tároló létesítményekhez köthetők. A Dombó-csatorna részvízgyűjtőn a FAVI adatbázis szerint a gyűjtő, tároló létesítmények szinte teljes egészében Csurgóhoz, Berzencéhez és Somogyudvarhelyhez köthetők. Az összes kapcsolatos a kőolajjal és termékeivel, szénhidrogén tárolók, gázolajtartályok, kenőolaj tárolók, üzemanyag kutak és gépkocsimosók révén. E mellett, a gyékényesi kavicsbányatavaknál a termelési folyamatban a gépek meghibásodásából, a szállításból is származhatnak olajfolyások. A kőolaj és termékei paraméter koncentrációinak alakulásában a fentiek mellett a kutatási módszereknél említett

analitikai problémák is szerepet játszhattak. A vízfolyások valós szennyezése a mért értékeknél alacsonyabb lehetett.

A szerves mikroszennyezők esetében fordult elő, hogy a Zsdála-patakon mért értékek magasabbak voltak (majdnem egy osztályhatár ugrással), mint a Somogyudvarhelynél mérték. A két mintavételi pont helyéből ez arra enged következtetni, hogy a szennyezések nemcsak a Dombó-csatorna részvízgyűjtőről, hanem a Zsdála-patakról is érkezhettek és/vagy a két mintavételi pont között, Somogyudvarhely D-i részéről. Az előbbi oka az előzőekben említett kőolajbányászati tevékenységhez rendelhető.

7.1.6 Egyéb jellemzők

A víz *pH*-ja (**19/„E” melléklet 1. ábra**) a vizsgált időszakban nem változott jelentősen, I. osztályú volt. A *fajlagos vezetés* tekintetében az átlag és a 90%-os tartósságú értékek (**19/„E” melléklet 2. ábra**) alapján is „jó” volt a víz minősítése. A vizsgált időszak második felében lassú emelkedés tapasztalható. A vas és a mangán a felszíni és a felszín alatti vizek természetes alkotói. A felszíni vízbe többletként való kerülésük ezen a részvízgyűjtőn döntően az ivóvízhez, majd a használtvízhez köthető. Az oldott *vas* esetében az átlagértékek (**19/„E” melléklet 3. ábra**) az 1988-as 0,60 mg/l-ről (IV. osztály) 2006-ra 0,10 mg/l alá csökkentek, így kiváló minősítést kaphatott a víz. Ennek az oka a területen az ivóvíz vastalanításának javulása és ennek megmutatkozása a felszíni vizekbe került használt vízben is. Az oldott *mangán* átlagkoncentrációi (**19/„E” melléklet 4. ábra**) már problémásabbak, ugyanis ez alapján a víz csak III.–IV. osztályú volt. Sőt, 1989-ben túllépte a 0,50 mg/l-es V. osztály határértéket is. Tendenciáját tekintve enyhén csökkenő, majd stagnáló, aztán 2003. évi után emelkedő volt. Ennek oka az 1980-as évek végén az elégtelen ivóvíz előkészítés, melynek eredményeként a használt víz is problémás maradt. Az 1990-es évek végétől pedig, az egyre növekvő ivóvízellátás, azonban az ezzel nem arányos mangántalanítás volt. A további paraméterekre a szabvány nem ad határértéket. Az *összes oldott anyag* átlagkoncentrációit (**19/„E” melléklet 5. ábra**) tekintve 350–425 mg/l között mozgott, 1988 és 1997 között vizsgálták, ez idő alatt a változás trendje stagnáló, 1997-re emelkedő volt. Az *összes lebegő anyag* átlagkoncentrációk (**19/„E” melléklet 6. ábra**) a vizsgált időszak alatt többnyire 10 és 90 mg/l között változtak, 1998-ban egy szennyező tevékenységre utaló csúcs jelent meg, (170 mg/l) körüli átlagkoncentrációval. A *nátrium*- és a *káliumion* tartalom alapvetően a geológiai adottságoktól függ. A mintavételi ponton a nátriumion átlagkoncentrációk (**19/„E” melléklet 7. ábra**) 7,0–13,0 mg/l között változtak. A változás trendje stagnáló, bár a 90%-os tartósságú

értékek alapján 2002-től egy kissé megnőtt a koncentrációja. A káliumion átlagkoncentrációk (19/„E” melléklet 8. ábra) 2,5–4,5 mg/l között változtak a vizsgált időszakban, a trend stagnáló volt. A kalciumion koncentrációk (19/„E” melléklet 9. ábra) 78–95 mg/l, a magnéziumion koncentrációk (19/„E” melléklet 10. ábra) 22,0–28,0 mg/l között változtak, a tendencia tulajdonképpen szintén stagnáló volt. A felszíni víz szulfátion koncentrációja (19/„E” melléklet 11. ábra) 36–62 mg/l között mozgott, azonban mind az átlag, mind a 90%-os tartósságú érték 2002-ben csúcsot jelzett. Az átlagérték 100 mg/l fölé, a 90%-os tartósságú 314 mg/l-ig emelkedett. A kloridion átlagkoncentrációk (19/„E” melléklet 12. ábra) változása stagnáló jellegű volt, 18–21 mg/l között változott. A 90%-os tartósságú értékei, a magnéziumionhoz hasonlóan 2000, 2003 és 2005 években mutattak csúcsokat. A víz összes keménységét mutató átlagértékek (19/„E” melléklet 13. ábra) 160,0–195,0 mg CaO/l, a hidrogén-karbonátion koncentráció (19/„E” melléklet 14. ábra) 290,0–400,0 mg/l között mozgott. A változás tendenciája mindkét esetben stagnáló volt, a koncentrációk összességében a geológiai adottságoknak megfelelőek.

7.2 RINYA, BARCS-KOMLÓSDI-RINYA

A Rinya 1968-tól, a Barcs-Komlósvi-Rinya 1990-tól került a kémiai vízminőség vizsgálata céljából a mintázandó vízfolyások közé. A mintavételi helyeket a következő táblázatban foglaltam össze.

7.2. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Rinyán és a Barcs-Komlósvi-Rinyán

Rinya			Barcs-Komlósvi-Rinya		
Babócsa, közúti híd	VM kód: 05FF08	1968–2006.	Barcs, szennyvíztisztító telep alatt	VM kód: 05F026	1990–2005.
Nagyatád alatti kis híd	VM kód: 05FF27	1968–1969. 1977–1980. 1994–2006.			

Forrás: DDKTVF adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.

A mintavételek száma/év a vízminőségi paraméterektől függően változott, például a mikrobiológiai jellemzők és a szerves mikroszennyezők esetében az évi 10-nél kevesebb mintaszám miatt csak az átlagokat lehetett értékelni. A többi esetben a 90%-os tartósságú értékek megjelenítésére is volt lehetőség. A vizsgált paraméterek koncentrációinak időbeni változását a Rinya esetében a 20. melléklet, a Barcs-Komlósvi-Rinya esetében a 21. melléklet szemlélteti.

7.2.1 Oxigénháztartás jellemzői

A vizsgált időszakban a **Rinya oldott oxigén értékei (20/„A” melléklet 1. ábra)** széles skálán mozogtak. A Nagyatád alatti mintavételi ponton a 90%-os tartósságú értékek alapján az 1980 és 1999 éveket kivéve a vizet csak V. osztályba lehetett sorolni. A babócsai ponton ennél kedvezőbb helyzet mutatkozott, ott, az 1960-as évek végén még kiváló vízminőséget is meg lehetett állapítani, aztán az 1970-es évek közepétől (1976, 1983 legrosszabb értékek) közel 10 éven keresztül csak 1,50–5,50 mg/l közöttiek mozogtak a 90%-os tartósságú értékek, így a víz besorolása többnyire III., IV. osztályú volt. Az 1980-as évek közepétől Babócsánál javult a víz oxigén ellátottsága, ellentétben a nagyatádival. Az előbbinél 1994-ben újra kiváló volt a víz, azóta többnyire II. III. osztály között ingadozik a minősítése. Az *oxigéntelítettség* értékeinek (20/„A” melléklet 2. ábra) évenkénti változása és az egész időszakban a változás trendje teljes egészében megfelelt az oldott oxigén paraméternél megállapítottaknak. A *biokémiai oxigénigény (BOI₅)* értékeinek (20/„A” melléklet 3. ábra) tendenciája a Nagyatád alatti mérőponton 1997-ig emelkedő, aztán csökkenő volt. A 90%-os tartósságú értékek az 1977. évi kivételével végig túlléptek a VKI szerinti kockázatoság határértékén (10 mg/l) és a víz többnyire csak V. osztályba volt sorolható. Kiemelendő az 1997-es év, amikor az V. osztályhatár értékének több mint a kétszerese volt a 90%-os tartósságú érték. 2006-ra kicsi javulás tapasztalható, azonban még mindig „szennyezett” volt a víz. A babócsai ponton vett minták vízminősége, így a minősítése is jóval kedvezőbb volt. A kezdeti, többnyire „tűrhető” minősítésű víz, 1993 után már inkább „jó” minősítést kapott. A maximum érték 1983-hoz köthető, amikor az túlmutatott a VKI szerinti kockázatosági határértéken is. Bár Nagyatádnál ekkor nem volt mérés, valószínű, hogy ott még rosszabb lett volna az eredmény. A nagymértékű és nehezen bontható szervesanyag terhelést jelezték Nagyatádnál a *kémiai oxigénigény* paramétereit (20/„A” melléklet 4–5. ábrák) is. A KOI_{ps} alapján Nagyatádnál többnyire IV. osztályú volt a víz, a változás trendje összességében stagnáló. Ugyanezen mérőpontnál a bikromátos kémiai oxigénigény 90%-os tartósságú értékei végig túllépték a kockázatosági határértéket, illetve 1997-ben az „erősen szennyezett” – gyakorlatilag híg szennyvíz – minősítési határértéket közel kétszeresen, 2000-ben több mint háromszorosan lépték túl. Babócsánál mindkét oxidációs módszerrel mért értékek alapján a 2002, 2003 évek kivételével (II. osztályú) végig III. osztályú volt a víz, minimális ingadozással. Az *összes szerves szén (TOC)* tartalmát (20/„A” melléklet 6. ábra) csak 2001 és 2006 évek között mérték. Ez gyakorlatilag mindkét mintavételi ponton magasnak bizonyult; Nagyatádnál 13,5–20,5 mg/l, Babócsánál 7,5 mg/l között mozgott, így az előbbi esetben a víz többnyire IV., az

utóbbinál a természetes lebontás következtében inkább III. osztályúnak bizonyult. A *szaprobítási (Pantle-Buck) index (20/„A” melléklet 7. ábra)* alapján Nagyatádnál a víz többnyire IV.–V., Babócsánál III. osztályba volt sorolható. A változás trendje az 1970–2006-os időszakban Babócsánál bízatóan csökkenő.

A két mintavételi pont értékeinek összehasonlítása alapján megállapítható, hogy a szennyezések többsége a Nagyatád alatti pontnál volt mérhető, így az a feletti szennyezőforrásoknál kell keresni a problémák tényleges/potenciális okait. A babócsai értékek többnyire a nagyatádi értékek változásának megfelelően alakultak, és a vízfolyáson Babócsa felé haladva az öntisztulás és a jelentős közvetlen szennyezőforrások hiányából fakadóan többnyire egy osztálynyival jobb volt a minősítés. A Taranyi- és a Lábodi-Rinyáról érkező szennyezések hatása Babócsánál azonban még mérhető volt. Az oxigénháztartás paramétereinek fenti alakulása a 6.2. fejezethez tartozó mellékletek alapján a települési szennyvíztisztító telepeknek, illetve az ipari üzemek közül a cérnagyárnak és a konzervgyárnak (közcsatornára kötésig közvetlenül) volt tulajdonítható. *Települési (szennyvíz) szempontból a vizsgált időszak első felében (1989-ig) a magas oxigénigények, csúcsok egyik oka a nagyatádi szennyvíztisztító telepnek az ugyan csökkent mennyiségű, de koncentráltabb szervesanyag tartalmú szennyvizének nem megfelelő tisztítása volt. 1989-től javulásnak kellett volna bekövetkezni a kapacitásfejlesztés következtében, azonban az csak részlegesen fejeződött be. Összességében a telepen a vizsgált időszak alatt végig csak mechanikai és biológiai részleges tisztítás működött. Ebből fakadóan a vizsgált időszak második felében is a patak minősítése gyakran V. osztályú lett. A telep végig bírságolt létesítmény volt. 1997-ben, a vízfolyásban jelentkező magas oxigénszükséglet a telepet sújtó magas bírságösszeggel kapcsolatba hozható, amely a Rinyába kibocsátott „tisztított” szennyvíz magas KOI, ammónium–nitrogén és nátriumion értékein alapult. Itt jegyezném meg azonban, hogy ez valójában a konzervgyárnak volt tulajdonítható, amely a közcsatornára való kötése után a települési szennyvíztelepen keresztül tovább szennyezett. Nagyatádnál ugyan nem volt mérés 1983–84-ben, azonban az oxigénháztartás paramétereit babócsánál is magasabb bebocsátott szervesanyagot jeleztek, ennek oka akkkor, a Honvédség nagyatádi telephelyéről való szociális szennyvízkibocsátás volt. A Rinya szervesanyag tartalmának alakulásához a kisebb szennyvíztisztító telepek megjelenése is hozzájárulhatott – bár ennek nagyságrendje az említett nagyobb szennyezők hatása mellett nehezen vizsgálható, valószínűleg elhanyagolható. Így például a Segesdi-Rinyáról 1992-től a segesdi Szociális Otthon, Böhönyei-Rinyáról 2000-től a böhönyei szennyvíztisztító telep és a Taranyi-Rinyáról 2003-től a somogyzobi szennyvíztisztító telep révén érkezett újabb szennyvízmennyiség. A*

két előbbi szennyező hatása a nagyatádi, az utóbbinak a babócsai mintavételi ponton jelentkezhetett. Az *ipari* szennyezők tekintetében a 80-as évek elejéig a már említett Nagyatádi Konzervgyár tényleges szennyező volt, többnyire a kibocsátott szennyvizének magas KOI értéke miatt. A fenti paraméterek alakulásában a babócsai ponton is mérhető volt például az 1981–83 évek közötti magas szennyezőanyag kibocsátása. A konzervgyár ugyan a 80-as évek elején közcsatornára kötött, azonban a 6.2. fejezetben már elemzettek szerint, a szennyvizének elvezetése mégsem volt problémamentes. A korábban már említett 1997-es évi kiugró értékének antropogén hatásra való bekövetkezését támasztja alá a konzervgyárnak az évi rendkívüli szennyezése is. A Rinya „erősen szennyezett” állapotára utalva akkor lakossági bejelentés is történt. A Rinya oxigénháztartására a Nagyatádi Cérnagyár gyakorolt még jelentős szennyező hatást. Ez mind az 1978–79-es magas oxigénigény csúcsokban a nagyatádi mintavételi pontnál, mind 1982–83-ban a babócsai pontnál jól kivehetően megjelent. A szennyvizének tisztítása többnyire mechanikai és biológiai részleges – kémiai és természetes (tavas) – volt. További oxigénháztartást megzavaró szennyező forrás volt a Lábodi Húsüzem is. A Lábodi-Rinyába bocsátott szennyvize nem túl nagy mennyiséget képviselt, azonban 1997–2000 között bírságolt üzem volt. Ennek a terhelésnek a hatása a babócsai pont vízminőségi adataiban is jelentkezett, például a húsüzem 1999. évi rendkívüli szennyezése kapcsán, a magas KOI értékeknek köszönhetően. A Rinya oxigénháztartási paramétereit a fentiek mellett az egyéb szennyvízkezelő létesítmények, méginkább a szakszerűtlen szennyvízszikkasztások is befolyásolták. Így például a nagyatádi mintavételi ponton az adatok alakulásában elméletileg szerepet játszhattak a MÁV böhönyei szennyvíztárolói (1980-tól), a kutasi (1992-től), a szabási, a segesdi (1986-tól) szennyvíztárolók, illetve a segesdi és csökölyi teraszos–kazettás szennyvízürítő helyek. A babócsai mintázási ponton a víz természetes oxigénháztartását például a lábodi teraszos–kazettás telep (1990-től) is befolyásolhatta. A Rinya oxigénháztartási viszonyaira a fentiek mellett az állattartó telepek is jelentősen hatással bírhattak, ezeket a tápanyagháztartás jellemzőinél fejtem ki bővebben.

A **Barcs-Komlósi-Rinyán** az *oldott oxigén* és az *oxigéntelítettség* paramétereit (21/„A” *melléklet 1–2. ábrák*) a vizsgált időszak (1990–2006.) egészét tekintve, hasonló lefutású, enyhén javuló tendenciát mutattak. Sajnos azonban, ezek többnyire csak az V. osztályból a IV. osztályba lépéshez voltak elegendők. 1990-ben a 90%-os tartósságú oxigéntelítettség értékek még a 10%-ot sem érték el. A vizsgált időszakon belül a csúcsok 1997–1999 között és 2003-ban jelentkeztek (közel 50% és 60%), sajnos 2004-, 2005-ben az értékek visszaestek az 1990-es évek elején mértekre. A *biokémiai oxigénigény* értékei

(21/„A” *melléklet 3. ábra*) többnyire túllépték a VKI szerinti kockázatosság határértékét (10 mg/l), sőt 1990–1991-ben, 1995-ben és 2001–2002-ben is jóval meghaladták a 15 mg/l-t, így „erősen szennyezett” volt a víz minősítése. A KOI_{ps} és a KOI_k alapján (21/„A” *melléklet 4–5. ábrák*) a minősítés és a változásuk trendje tulajdonképpen megegyezett a vizsgált időszakban. A víz többnyire III. és IV., az 1990, 2001 és 2002 években V. osztályú volt. Az *összes szerves széntartalom* (TOC) mérése alapján (21/„A” *melléklet 6. ábra*) a változás ugyan a javulás irányába mutat, azonban még mindig 10 mg/l közöttiek az értékek, így a minősítés 2006-ban is csak III. osztályú. A *szaprobítási (Pantle-Buck) index* eredményei (21/„A” *melléklet 7. ábra*) a fenti paraméterekhez és azok változásaihoz igazodtak. E szerint is többnyire csak „tűrhető” volt a víz minősítése.

Az oxigénháztartás paramétereinek fenti alakulása tényleges szennyezőforrásként, a barcsi települési szennyvíztisztító telepről a vízfolyásba engedett tisztított szennyvíz minőségének és mennyiségének tulajdonítható. A telepen 1989-hez képest 2000-re egyrészt a 6.2. fejezetben már említett vízfogyasztási szokások megváltozása miatt több mint 40%-al esett vissza a felszíni befogadóba bocsátott szennyvíz mennyisége, másrészt a 1992-től a somogytarnócai telep is fogadott tisztítandó szennyvizet. A barcsi telepen azonban 2001-hez képest 2002-re közel 1,5-szeresével nőtt a tisztítandó szennyvíz mennyisége a csatornázottság bővülésének következtében, de annak a tisztítása 2001-ig csak mechanikai és biológiai részlegesig volt megoldott. A barcsi telepen a folyamatos üzemeltetési és kapacitásbeli problémák miatt a szennyvíztisztítás többnyire elégtelennek bizonyult, így 1980-tól minden évben (kivéve 1992-t) bírságolt létesítmény lett. 2002-ben itt a kibocsátott szennyvíz tisztítása teljes volt, azonban a befogadó felszíni víz állapota mégis magas szennyezőanyag terhelést jelzett a Barcs alatti mintavételi ponton. Ennek nem meghatározó okaként, inkább csak befolyásoló körülményként a somogytarnócai kisebb telep többnyire szintén elégtelen szennyvíztisztítása adható meg, 2002-ben ez a korábbi és az utóbbi évekhez képest is magasabban bírságolt volt. A Barcs-Komlósi-Rinya 2003-ban a korábbiakhoz képest jóval kisebb szennyezőanyag terhelést mutató állapota a barcsi új szennyvíztisztító telep működésének és ezzel együtt a másik kettő bezárásának tulajdonítható. Annak a tisztított szennyvizének befogadója már nem a Barcs-Komlósi-Rinya, hanem a Zimona-patak lett. (Ezen a telepen a szennyvíz nagyobb része 2003–2004-ben teljesen megtisztított volt, nitrifikációval és denitrifikációval.) Az oxigénháztartási paraméterek fenti alakulásához 2000–2003 között – szennyvízbírsági adatok alapján – a csokonyavisontai fürdő is hozzájárult. A vízfolyás szervesanyag és tápanyagháztartására kedvezőtlen hatást gyakoroltak az egyéb szennyvízkezelő létesítmények is. A kiemelendők Barcshoz köthetők, az egyik az

1988-tól működött szippantott szennyvízürítő hely, a másik az 1990-től működő nyárfás szennyvíztelep. A vízfolyás szervesanyag és tápanyag terhelését a (rész)vízgyűjtőn az állattartó telepek tényleges/potenciális szennyezőforrásokként szintén befolyásolják. Ezt bővebben a tápanyagháztartásnál fejtem ki.

7.2.2 Tápanyagháztartás jellemzői

A Rinyán az ammónium–nitrogén (NH_4-N) koncentrációk (20/„B” melléklet 1. ábra) 90%-os tartósságú értékei 0,25–4,01 mg/l között mozogtak. A magasabb értékeket, ahogy az várható volt, az oxigénháztartás paramétereinek eredményeiből a nagyatádi minták adták. Itt, bár szakaszosan voltak csak adatok, 1977-ben és 2002-, 2003-ban az értékek a IV. osztályhatárt jelölő 2,0 mg/l-nek közel a duplája voltak. A Babócsánál vett minták alapján a víz 1992-ig IV. osztályú volt, aztán javuló tendenciával többnyire „jó”, esetleg „túrhető” minőségű volt. Így a Babócsánál mért adatokból valószínűsíthető, hogy 1968 és 1995 között a nagyatádi mérőpontnál – bár nincs adat – a víz valószínűleg szennyvízminőségű volt. 2006-ra itt még mindig csak IV. osztályú lehetett a minőség. A nitrit–nitrogén (NO_2-N) adatok (20/„B” melléklet 2. ábra) az oldott oxigén adatokkal hozhatók kapcsolatba és ennek megfelelően is alakultak. Nagyatádnál így a víz többnyire IV. és V. osztályú, Babócsánál III. osztályú volt. A nitrát–nitrogén (NO_3-N) 90%-os tartósságú értékei (20/„B” melléklet 3. ábra) többnyire 1,00–4,00 mg/l között mozogtak, ezzel a víz mindkét mintavételi ponton „jó” minőségű volt, azonban Babócsánál az 1971-ben 69,00 mg/l volt a 90%-os tartósságú érték. Ez, az „erősen szennyezett” víz határértékének közel a 2,5-szerese volt. Mivel a korábbi nitrogénformák adataiból ez logikusan nem következik, erre az időre a plusz nitrát-bevitel valószínűsíthető a műtrágyázás következményeként. Ilyen esetekben gondolhatunk a 6.3.2. fejezetben már említett műtrágyatárolás megoldatlanságából és gondatlanságból bekövetkezett haváriákra.

Az összes foszfort (20/„B” melléklet 4. ábra) csak 1994 és 2006 között mérték a Rinyán. Ez alapján Nagyatádnál végig „erősen szennyezett” a víz, az adatok többnyire 1000–2150 $\mu\text{g/l}$ között mozogtak. A 10 év alatt pozitív irányú változás nem volt tapasztalható, sőt 2002–2003-ban a 90%-os tartósságú értékek elérték a 2700 $\mu\text{g/l}$ -t. Ehhez képest a babócsai minták minősítése egy osztállyal alacsonyabb volt, de még így is gyakran túllépte a VKI szerinti kockázatoság határát. Az ortofoszfát–foszfor (PO_4-P) (20/„B” melléklet 6. ábra) alapján Nagyatádnál a változás tendenciája összességében romlott, a minőség többnyire V. osztályú volt. Babócsánál ennél kedvezőbb értékeket mértek, azonban az is többnyire már II.,

III. osztályt jelentett. Az összes foszfor és az ortofoszfát–foszfor eredményeket együttesen (**20/„B” melléklet 5. ábra**) tekintve megállapítható, hogy Nagyatádnál az előbbi és az utóbbi aránya 60–85%, Babócsánál 10–50% volt. Az eutrofizálódás mértékét jelző *a-Klorofill* koncentráció (**20/„B” melléklet 7. ábra**) trendje mindkét mintavételi ponton emelkedő. 2003-ban Nagyatádnál a víz minősítése átlépett a IV. osztályba, egyébként II., III. osztályú volt.

A tápanyagháztartás jellemzői tekintetében tényleges szennyezőforrásokként az oxigénháztartásnál már ismertetett települési szennyvizek és a Lábodi Húsüzem adható meg, az állattartó telepek mellett. A települési szennyvizek esetében az oxigénháztartásánál már említett telepek jelentős mennyiségű ammónium–nitrogénnel terhelték a befogadókat. E tekintetben a szennyezőanyag terhelési adatok és a szennyvízbírságok áttekintése alapján az 1977, 2002–2003 években magas ammónium–nitrogén paraméterek Nagyatádnál, egyértelműen a nagyatádi szennyvíztisztítónak tulajdoníthatók. Itt említendő meg, hogy a szennyvíztisztításnál a 2000-től magasabb babócsai érték okaként az eleve Nagyatád felől érkező terhelések mellett a Lábodi Húsüzem szennyezése adható meg. Az állattartó telepek szennyező hatása sem elhanyagolható a Rinya tápanyagháztartási (és a magas szervesanyag tartalomtól fakadóan az oxigénháztartási) jellemzőinek fenti alakulásában. Amint az a 6.3. táblázatból is kiderült, 1986-os adatok szerint a Rinyák mellett Állami Gazdaságok és Mezőgazdasági Termelőszövetkezetek intenzív állattartása valósult meg számos telephelyen, amelyek többnyire vízfolyások mellett létesültek. A Rinya mintavételi pontjait, a telephelyek földrajzi elhelyezkedését és a trágyatároló kapacitásokat, valamint azok műszaki védelmét áttekintve (FAVI) többnyire a nagyatádin jelentkezhetett a nagyobb tápanyagterhelés. A telepeken mind a sertés-, mind a szarvasmarhatartás hígtrágyás technológiával történt, így a korábban már említettek szerint a tartástechnológia váltásig ez a vízfolyások vízminősége szempontjából nagy kockázatot jelentett. A 13. melléklet adataiból jól látszik, hogy 2004-re a (rész)vízgyűjtő szarvasmarhatelepein a segesdi és a somogyszobi kivételével (ezeken vegyestartás), másutt almos tartástechnológiára tértek át. A DDKTVF (2005) tanulmány alapján megállapítható, hogy a Rinya (Babócsi-Rinya) forráságain a tározók és halastavak többnyire feliszapolódott állapotban vannak, így szükségesnek tartom megemlíteni, hogy ebben az állapotukban, nem megfelelő üzemeltetéssel, „tápanyagbombát” jelenthetnek a felszíni vízfolyások szervesanyag- és tápanyagháztartására.

A **Barcs-Komlósi-Rinyán** az *ammónium–nitrogén* (NH_4-N) koncentráció (**21/„B” melléklet 1–2. ábrák**) változásának trendje 1999-ig erőteljesen, majd a 2002. évi csúcs után fokozatosan csökkenő volt. A 90%-os tartósságú koncentráció érték 1990-ben több mint 16,00 mg/l volt, azaz nyolcszorosa, 1993-ban 10,00 mg/l, azaz ötszöröse az „erősen szennyezett”

minősítésű víz határának. Ezt követően 1994 és 1999 között a víz már „csak” „szennyezett” volt, azonban 2000 és 2002 között ismét V. osztályú lett. 2003-tól az új szennyvíztisztító telep üzembe lépésének köszönhetően javult valamelyest az állapot, azonban 2005-re újra csak „tűrhető” lett a besorolása. Az ammónium–nitrogén koncentrációk változásának trendje az oxigénháztartás paramétereinek változásához hasonló. Mivel a vizsgálatokat itt csak 1990-től végezték, így adat korábbra nincs, azonban a fentiekből fakadóan valószínűleg a felszíni víz minősége Barcs alatt korábban szennyvízminőségű lehetett. A *nitrit–nitrogén* (NO_2-N) paraméter 90%-os tartósságú értékei (21/„B” **melléklet 3. ábra**) a vizet többnyire IV. osztályba sorolták. Ez a helyzet 2003–2004-ben változott II.–III. osztályúra, de csak átmenetileg. A *nitrát–nitrogén* (NO_3-N) koncentrációk (21/„B” **melléklet 4. ábra**) alapján a víz végig II. osztályú volt. Az *összes foszfor* 90%-os tartósságú értékei (21/„B” **melléklet 5. ábra**) csak 2003-tól nem lépték át a VKI szerinti kockázatosság határértékét (400 mg/l), a víz többnyire csak V. osztályba volt sorolható. Kiemelendő csúcsok 2000–2002 között voltak, közel 2500 $\mu\text{g/l}$ -el. Az *ortofoszfát–foszfor* (PO_4-P) koncentrációi (21/„B” **melléklet 6–7. ábrák**) az összes foszfornak a vizsgált időszakon belül több, mint 50%-át képezték. E tekintetben a víz többnyire csak V. osztályú volt, ezen belül 1997-ig csökkenés, majd növekedés volt tapasztalható. A csúcsok, az összes foszfornak megfelelően 2000 és 2002 években voltak. 2001-ben viszont az érték pont a negatív irányba mozdult el, azaz az összes foszfortartalom csúcsát a KOI adatokból is következően a szerves foszforformák koncentrációi emelték. Az *a-Klorofill* koncentráció 90%-os tartósságú értékei (21/„B” **melléklet 8. ábra**) alapján a víz többnyire „jó” minősítésű volt, a csúcs 2004-ben jelentkezett, ekkor IV. osztályúvá vált a víz, az eutrofizálódás jeleit tükrözve.

A Barcs-Komlósi-Rinya tápanyagháztartási paramétereinek alakulása egyrészt a fentebb már elemzett szennyvíztisztító telepek terhelésének, másrészt az állattartó telepeknek tulajdonítható – elsősorban. Másodsorban a műtrágyázásnak, bár ez (a 6.28. ábrából is fakadóan) inkább csak a nitrogénháztartást zavarta meg. Visszatérve az állattartásra, a rendkívüli szennyezés szempontjából kiemelendő állattartó telepek a 6.3. táblázatra utalva az és a Viktorpusztai sertéstelepek voltak. Ezek hígtrágyás tartástechnológiával működtek, majd a már elemzett 2004. évi állapot szerint a barcsi állattartó telepeken a sertéstartás ugyan még hígtrágyás volt, a szarvasmarhatartás azonban már almostrágyás. A DDKTVF kéziratok feljegyzései szerint az 1980-as években (és valószínűleg előtte is) a Somogytarnóca melletti Alsógyörgyös-pusztai sertéstelep hígtrágya tárolóiból a vízfolyásba rendszeresen történt hígtrágya bebocsátás, valamint annak csapadékkal való diffúz lefolyása is. A tápanyagháztartás mellett ez az oxigénháztartás alakulását is befolyásolhatta – a mintázás

időbeni alakulása miatt ez itt nem vizsgálható. Az említett Barcs-Viktorpusztai sertéstelep 1984-ben például bírságolt telep volt, hogy akkor a szennyezése milyen hatást gyakorolt a befogadóra, a rendelkezésekre álló adatokból szintén nem derült ki, a vízfolyáson csak 1990-től mintáztak. A fent említett telepeken egy-egy alkalommal kármentesítést (6.8. térkép) is kellett végezni a hígtrágya szennyezése – ammónium, nitrát, foszfát magas koncentrációi – miatt.

7.2.3 Mikrobiológiai jellemzők

A **Rinyán** Babócsánál történt csak *Coliformszám* meghatározás, 1994-től. E (20/„C” *melléklet 1. ábra*) szerint a víz többnyire „tűrhető” minőségű volt, azonban 1996-ban és 2005-ben átlépett a „szennyezett” kategóriába. Ezek a fentiekből fakadóan a nagyatádi mintavételi pont feletti szennyező forrásokból származtak. Fő okként a nagyatádi szennyvíztisztító telep fekális szennyezése adható meg (mint már említettem, az ÁNTSZ a (rész)vízgyűjtő Somogy megyei területére nem rendeli el a kötelező fertőtlenítést), ehhez azonban még hozzáadódhatott a felsőbb szakasz állattartó telepeiről a vízfolyásokba került állati trágya is.

A **Barcs-Komlósi-Rinyán** e tekintetben nem állt adat rendelkezésre.

7.2.4 Szervetlen mikroszennyezők

A **Rinyán** a fémeket 1994-től vizsgálták, kevés mintaszámmal, így néhány kivételtől eltekintve csak az átlagértékek elemezhetők. A kivételeket a babócsai pontnál 1994–96 és 2003–05 évek között vett minták adták. A komponensek körét tekintve a *cink*, a *kadmium*, a *nikkel* és az *ólom* átlagértékei (20/„D₁” *melléklet 2., 4., 6–7. ábrák*) alapján a víz a vizsgált időszak alatt „kiváló” volt és a változás összességében csökkenő tendenciájú. Ezen belül a fémszennyezés eredete (Nagyatád fölötti vagy a két pont közötti) a fenti adatok alapján nem adható meg egyértelműen, a fémek természetben való viselkedéséből – például a fenékiszapban való akkumulációjukból, a pH, a komplexképződési körülmények, a redox viszonyok változásából, vagy akár a mederkotrással való mozgásukból – fakadóan. A *higany* és a *réz* az átlagkoncentrációik (20/„D₁” *melléklet 3., 8. ábrák*) alapján 1994 évet kivéve I. osztályba sorolta a vizet, a változásuk tendenciája csökkenő. Az *alumínium* átlag és a néhány 90%-os tartósságú értékei (20/„D₁” *melléklet 1. ábra*) alapján a víz többnyire II.–III. osztályú volt. A szervetlen mikroszennyezők csoportjában a Rinya esetében az oldott

króm koncentrációi (20/„D₁” melléklet 5. ábra) emelhetők ki. Az átlagértékek alapján a víz 2002 évet kivéve „kiváló” minősítésű volt, többnyire a nagyatádi pontnál voltak magasabbak az eredmények, 2002-ben babócsánál az átlagérték alapján is „szennyezett” volt a víz, azonban a 90%-os tartósságú értékek alapján még mindig „kiváló”. Ebből eredően valószínűleg egyszeri havária esemény történhetett, amely révén nagy mennyiségű toxikus krómot detektáltak. 2006-ra az oldott króm értékei 0,5 µg/l alá csökkentek.

A fémek Rinyában való vizsgálata 1994-től kezdődött. A részvízgyűjtőn potenciális forrásként a segesdi Tüzihorganyzó üzem (korábban a Danubia Gépgyár üzemegysége, Ferrokov Kft.) említendő meg. 1986-ban kezdte meg működését, vegyi anyag raktára azonban csak 1990-től épült (akkor azonban már kármentővel ellátva), fémhulladék gyűjtőhely 1999-től, bár napjainkra már megszűnt a telepen az ipari tevékenység, így, ha az időpontokat vizsgáljuk, megállapítható, hogy amikor valószínűbb volt a fémszennyezés, akkor még nem mintáztak fémekre. A másik potenciális telephely a babócsai Határőr Zrt. 1996-ban létesült átmeneti veszélyes hulladék tárolója lehetett, ahol ólomakkumulátorok elhelyezésével is foglalkoztak, illetve Somogyszobon úgyszintén. Fémszennyezők kerülhettek még ki a növényvédőszer felhasználása, illetve a raktározása során is. Böhönyén 1968-tól volt növényvédőszer raktár, a segesdi 1990-től működött. Nem kizárt a települések zárt burkolatairól vagy a mezőgazdasági területekről való erózióval való bemosódásuk sem a részvízgyűjtő felszíni vizeibe. A fentiek mellett a fémek Rinyában való megjelenése a terület hulladéklerakóihoz is köthető, a 6.6. fejezetben már elemzettekből fakadóan. A FAVI adatbázis szerint vízfolyásokhoz közeli, nagy kockázatú lerakó van Görgetegnél, Taranyánál, Somogyszobnál és közvetlen a Rinya mellett Háromfánál. Ezekből a csurgalékvízzel kijutva azonban nem csupán a fémek, hanem bármiféle szerves, szervetlen anyag is terhelést jelent a vizsgált vízfolyásra.

A **Barcs-Komlósi-Rinyán** a fémeket szintén 1994-től vizsgálták. Az alumínium kivételével minden oldott fém koncentrációjának éves átlaga alapján a víz „kiváló” minősítésű volt. Ezen belül a *cink*, a *kadmium*, a *króm*, a *nikkel* és az *ólom* esetében az átlagkoncentrációk (21/„D₁” melléklet 2., 4–7. ábrák) messze az I. osztályhatár alatt maradtak. A *higany*nál (21/„D₁” melléklet 3. ábra) 1997 és 2000 évek között a 0,10 µg/l határértékhez közeli csúcs figyelhető meg, ezt követően a változás tendenciája már csökkentő. A *réz* átlagkoncentrációi (21/„D₁” melléklet 8. ábra) az 1995., 1999. évi határértékhez közeli csúcsokkal együtt is csökkenő tendenciát mutatnak. A fenti toxikus nehézfémek vízbe kerülésének szennyezőforrásként ezen a részvízgyűjtőn – ilyen irányú jelentősebb ipari tevékenység hiányából fakadóan – elsődlegesen a csokonyavisontai növényvédőszer-tároló

adható meg. A szerves mikroszennyezők közül az *aluminium* (21/„D₁” *melléklet 1. ábra*) még a kiemelendő. Az átlagértékek alapján a víz minősítését II. osztályba tette, a változás tendenciája összességében csökkenő volt. A Barcs-Komlósi-Rinyán a mintavételi pont mivel szinte a Drávába való betorkollása előtt volt, a fentebbi területekről belekerült bármiféle szennyezés többnyire megjelent a vízmintában. A területen e tekintetben potenciálisan a csokonyavisontai hulladéklerakó is megemlíthető, ahol nagy mennyiségű hulladék, rendezetlenül lerakva, takarás nélkül található (FAVI).

7.2.5 Szerves mikroszennyezők

A **Rinyán** a szerves mikroszennyezőket mindkét mintavételi ponton nagy mintaszámban vizsgálták – bár Nagyatád alatt csak adott időközönként –, így a 90%-os tartósságú értékek is értékelhetők. A *fenolok* értékei (20/„D₂” *melléklet 1. ábra*) alapján a víz többnyire III. osztályba volt sorolható, azonban ez 2000-ig gyakran átlépett a „szennyezett” kategóriába. A legkisebb értékek 1979-re és 2006-ra adhatók meg. Összességében a változás trendje enyhén csökkenő. Az *anionaktív detergenssek* 90%-os tartósságú értékei (20/„D₂” *melléklet 2. ábra*) tekintetében a Nagyatád alatti mintavételi pontnál többnyire „erősen szennyezett” volt a víz, még 2006-ban is megközelítőleg kétszeresen túllépte a IV. osztály határértékét (500 µg/l). A babócsai mintavételi pontban ennél jóval kedvezőbb volt a terhelés. Ott a víz többnyire II., az 1980-as évek elején III., de 2006-ban már „kiváló” minőségű volt. A *kőolaj és termékei* tekintetében (20/„D₂” *melléklet 3. ábra*) a méréseket Babócsánál 1989-től, Nagyatád alatt csak 1994-től végezték. A nagyatádi pontnál vett minták 90%-os tartósságú értékei végig IV.–V. osztályba sorolták a vizet, 1997-ben a IV. osztályhatárértéknek (250 µg/l) több mint 2,5-szeresét mutatták az adatok. A babócsai ponton az 1990-es évek eleji „erősen szennyezett” állapothoz képest a változás trendje egyenesen csökkenő, így 2004 után az adatok már csak a II. osztályhatárt súrolták. Az idősoros eredmények alapján 1989 előtt valószínűleg „erősen szennyezett” lehetett a víz – bár ezekből az említett analitikai problémák miatt „messzemenő” következtetésekkel nem lehet levonni.

A **Barcs-Komlósi-Rinyán** mindhárom vizsgált szerves mikroszennyező paraméter tekintetében a változás összességében nem túl nagy, azonban kedvező. A *fenolok* 90%-os tartósságú értékei (21/„D₂” *melléklet 1. ábra*) az 1990-es évek eleji terhelőbb koncentrációkat (IV.–V. osztály) kivéve többnyire „tűrhető” volt a víz minősítése. Az *anionaktív detergenssek* eredményei (21/„D₂” *melléklet 2. ábra*) alapján 1997-ig többnyire csak III.–IV. osztályba volt

sorolható a víz, aztán a terhelés csökkeni látszott, azonban 2000–2002 között az értékek újra „szennyezett”, „erősen szennyezett” tették a vizet. A *kőolaj és termékeit (21/,D₂” melléklet 3. ábra)* 1990-től mérték itt. 1996-ig, illetve 2001-ben a víz V. osztályú volt, és egyébként többnyire is csak „szennyezett”, esetleg „tűrhető” minősítésű. A csúcsok közül kiemelendő az 1992. évi, amikor az V. osztály határértékét (250 µg/l) ötszörösen és a 2001. évi, amikor közel 2,5-szeresen túllépték a 90%-os tartósságú értékek. Valószínű, hogy a terhelés korábban még nagyobb mértékű volt, bár itt sem felejtethők el az analitikai mérések problémái.

A szerves mikroszennyezők tekintetében a két vízfolyás az adatok és az okok eredetének hasonlósága miatt együtt tárgyalható. A fenol a Rinyába és a Barcs-Komlósi-Rinyába egyrészt a mezőgazdaság kemizálása során a növényvédőszeres bomlástermékeiből kerülhetett. Másrészt a teljes vizsgált időszakban a szénhidrogén bányászat is tényleges/potenciális szennyezőforrás volt – kiemelten a babócsai és a barcsi térségben. A számos kutató – és kitermelési fúrás során használt öblítőközeg ugyanis tartalmazhatott fenolt is. Ma már ugyan az öblítőközeget visszasajtolják (Barcson 1989-től rétegvíz tároló tartály is van), azonban korábban azt a fúrás közelében elszikkasztották. Esetenként így a fenol a szénhidrogén származékokkal együtt a felszíni vizekbe kerülhetett. A fenol a felszín alatti vizekben gyakori „komponens”, így a vizsgált területen a termásvíz kutak fúrása és a víz felszínre hozatala kapcsán is gravitálhatott a felszíni vízfolyásokba. Az anionaktív detergensok magasabb értékei a Rinyán, a Nagyatád alatti és a Barcs-Komlósi-Rinyán a Barcs, szennyvíztelep alatti mintavételi pontokon az adatok és a fenti információk is egyértelműen a szennyvíztisztító telepekről érkezett szennyezést támasztják alá. A Barcs alatti ponton a 2003-tól szinte eltűnt ANA detergensok az új szennyvíztisztító építésének tulajdoníthatók, amely – mint már említettem – a Zimona-patakba vezeti a tisztított szennyvizét. A fentiek mellett nem elhanyagolhatók – a vizsgált időszak elején különösen nem –, a háztartási mosó- és tisztítószeres alkalmazása révén a mosóvizek felszíni vízfolyásokba való engedése. A kőolaj és termékeinek a felszíni vízfolyásokba való kerülése egyrészt a már említett olajfúrásokból származó elfolyt olajból származhatott – a vizsgált terület babócsai, barcsi területén kiemelten –, másrészt a 6.3. fejezetben említett gondatlanságokból, gépkocsi mosásokból és több mezőgazdasági telephelyen a gépszerelesek, tankolásból adódóan. Összességében mindkét részvízgyűjtőn meglehetősen sok kőolaj és termékeivel kapcsolatos gyűjtő, tároló létesítmény is volt. Ezek a nagyobb településekhez köthetők, a Rinya részvízgyűjtőn kiemelten Nagyatád, Segesd, Böhönye, Lábod, Kutas, Tarany, Somogyszob, Babócsa; a Barcs-Komlósi-Rinyán Barcs, Csokonyavisonta.

7.2.6 Radioaktív anyagok

A **Rinyán** 1994 és 2004 évek között történt *összes β -aktivitás (20/„D₄” melléklet 1. ábra)* meghatározás a babócsai mintavételi ponton. A 90%-os tartósságú értékek idősora a „kiváló” minősítésen belül összességében emelkedő trendet jelzett. Ennek részeként 2003-ban a víz csak „jó” minősítést kaphatott.

A **Barcs-Komlósi-Rinyán** a vizsgált időszakban nem történt ilyen mérés.

7.2.7 Egyéb jellemzők

A **Rinyán** az egyéb jellemzők paramétereit 1968-tól, nagy mintaszámmal vizsgálták, így a 90%-os tartósságú értékek alapján végezhető az értékelés, azonban csak a babócsai mintavételi ponton volt a vizsgált időszak alatt minden évben mérés, a Nagyatád alatt lévön csak időszakosan. A *pH* értékei (20/„E” *melléklet 1. ábra*) a babócsai pontnál 7,70–8,30 között mozogtak, a víz 1968–70 éveket kivéve, végig „jó” minősítésű volt. Ezzel szemben a Nagyatád alatti pontnál az 1970-es évek elején a víz „erősen szennyezett” volt, aztán lassan javult a minősítése és az 1990-es évek végére már többnyire II. osztályú volt. A pH lúgos kémhatás felé való eltolódása a Nagyatádi Cérnagyár szennyvizének tulajdonítható. A *fajlagos vezetés* értékei (20/„E” *melléklet 2. ábra*) Nagyatádnál többnyire IV., Babócsánál II. osztályúra minősítették a vizet. Ez a paraméter a víz összes sótartalmára utal, a terhelés okát így e téren kell keresni. A magas értékek oka egyrészt a Cérnagyár, másrészt a termálfürdők (Nagyatád, Nagybjom, Tarany) használt vizeinek a felszíni befogadókba való engedése. Nagyatádon továbbá kommunális melegvízként termálvizet használnak, amely használtvízként megjelenik a települési szennyvíztisztító telepen, majd onnan a befogadóba engedve szintén növeli annak a sótartalmát. Az oldott *vas* átlagkoncentrációi (20/„E” *melléklet 3. ábra*) a két ponton közel azonosak voltak. Az értékek az 1970-es évek elején I.–III., a végétől közel 20 éven át a IV. osztályba sorolták a vizet. Ezt követően az átlagkoncentrációk csökkentek, így az 1990-es évek közepétől már „jó” és „kiváló” lehetett a minősítés. A vaskoncentráció változásának oka korábban a Segesdi Gépgyár (illetve már említett Ferrokov, aztán tüzihorganyzó üzem) esetleges szennyezésének tulajdonítható. Másrészt az ivóvíz előállításánál az elégtelen vastalanítás következtében visszamaradt mennyiségben keresendő, amely a használt vizeknek is „tartozéka” maradt. A csökkenés egyrészt a vízfelhasználás drasztikus csökkenésének, másrészt a jobb vastalanításnak köszönhető. Az oldott *mangán*koncentrációk (20/„E” *melléklet 4. ábra*) mindkét mintavételi

ponton egyre növekvő terhelést mutattak, így 1995-től e tekintetben „szennyezett” kategóriájú lett a Rinya. Megjegyzendő még, hogy ennél a paraméternél a babócsai értékek többnyire magasabbak voltak a nagyatádinál. A mangánkoncentrációk okaként egyrészt a geológiai eredet, másrészt a vízelőkészítésnél az elégtelen mangántalanítás, majd annak a használt vízben való megjelenése adható meg. Harmadrészt – és ez oka lehet a babócsai magasabb értékeknek –, hogy ott, a szénhidrogén-fúrásokból fakadóan rétegvizek is a felszínre kerülnek, amelyek így korábban ténylegesen, napjainkban esetlegesen a felszíni befogadókba gravitálhattak. Az *összes lebegő anyag* koncentrációk (20/„E” *melléklet 5. ábra*) változásának trendje mindkét ponton jelentősen csökkenő volt. Nagyatádnál szórványosan voltak adatok; Babócsánál az értékek az 1980-as évek közepéig 40–140 mg/l, azaz tág határok között változott, majd egyre csökkent és a 90-es évek végétől már 35 mg/l alatti volt. A magasabb lebegő anyag tartalom elsősorban a Nagyatádi Cérnagyárból, a konzervgyárból, másodsorban a Lábodi Húsüzemből származott. Az *összes oldott anyag* koncentrációi (20/„E” *melléklet 6. ábra*) Babócsánál értékelhetők, 300–450 mg/l között mozogtak. Nagyatádnál valószínűleg ennél sokkal nagyobb volt a terhelés, például 1981-ben a babócsai 1,5-szerese. Ez elsősorban a nagyatádi települési szennyvíztisztító telepnek és a cérnagyárnak róható fel. A *nátriumion* koncentrációk (20/„E” *melléklet 7. ábra*) 90%-os tartósságú értékei Babócsánál 25,0–100,0 mg/l közöttiek, Nagyatádnál ennek 2–5-szörösei voltak. Ennek oka elsősorban a Nagyatádi Cérnagár szennyezése, másrészt a már említett termálfürdők használt vízének a felszíni befogadókba való bevezetése. (E tekintetben a 28/2004. (XII. 25.) KvVM rendelet alapján a határértékek a szennyvízre a bevezetés előtt: 45% Nátrium-egyenérték, 2000 mg/l összes só, illetve 30°C hőterhelés). Itt említendő még meg, hogy korábban a szénhidrogén bányászatban a fúrások alkalmával cc. ipari nátrium-klorid oldatot juttattak le, amely a szénhidrogének könnyebb felszínre hozatalát segítette elő. A *káliumion* koncentrációinak (20/„E” *melléklet 8. ábra*) trendje Nagyatádnál közel hasonló volt, mint a nátriumioné. A babócsai ponton amíg a káliumion koncentrációja 2,0–7,0 mg/l közötti volt, addig a nagyatádin 5,0–16,0 mg/l közötti. A *kalciumion* értékek (20/„E” *melléklet 9. ábra*) Nagyatádnál 65,0–115,0 mg/l közöttiek voltak, a változás trendje enyhén emelkedőnek adódott. Babócsánál úgyszintén, ott az értékek 80,0–100,0 mg/l közöttinek adódtak. A *magnéziumion* koncentrációk (20/„E” *melléklet 10. ábra*) Babócsánál szűk (20,0–32,0 mg/l) és Nagyatádnál tágabb (25,0–50,0 mg/l) tartományban változtak. A *szulfát- és a kloridion* koncentrációk (20/„E” *melléklet 11–12. ábrák*) Babócsánál alacsonyak voltak, a változás az előbbinél enyhén emelkedőnek, az utóbbinál stagnálónak mutatkozott. Nagyatádnál mindkét sóképző anion koncentrációja többszöröse volt a babócsai értékeknek, a vizsgált időszak

éveiben erősen ingadozott. Csúcsként mindkét anionnál az 1977, 1995 és 2003 évek adhatók meg. A szennyezések okaként a cérnagyár jelölhető meg. Az *összes keménység* értékei (20/„E” *melléklet 13. ábra*) Babócsánál 150,0–200,0 mg CaO/l közöttiek voltak, az évek alatt a változás tendenciája enyhén emelkedő lett. Nagyatádnál az értékek egy kicsit magasabbak voltak, a változás ott is a magasabb vízkeménység felé mozdult el. A *hidrogén-karbonátion* koncentrációk (20/„E” *melléklet 14. ábra*) Babócsánál 300,0–400,0 mg/l, Nagyatádnál 400,0–650,0 mg/l között változtak; összességében az értékek stagnáltak.

A **Barcs-Komlódsdi-Rinya pH**-ja (21/„E” *melléklet 1. ábra*) alapján enyhén lúgos kémhatású, így „jó” minősítésű volt a vizsgált időszakban a mintavételi ponton. Az *összes sótartalomra* utaló fajlagos vezetési értékei (21/„E” *melléklet 2. ábra*) 650–850 μ S/cm között mozogtak, ez alapján a víz, stagnálón, „tűrhető” minősítésű volt. Az oldott *vas* koncentrációi (21/„E” *melléklet 3. ábra*) 1995-től osztálynyit csökkentek, így „kitűnő” lett a minősítés. Az oldott *mangán* értékeinél (21/„E” *melléklet 4. ábra*) bonyolultabb a helyzet. 2002-ig, (1994 évet kivéve) „szennyezett” volt a víz minősítése, a 90%-os tartósságú értékek alapján 1992-ben az V. osztályba is átlépett. Ennek okaként a fentebb már említett vízelőkészítési problémák, illetve a szénhidrogén bányászat kapcsolt tevékenysége adható meg. 2002 után két éven keresztül csökkent a terhelés, majd 2005-re az átlagkoncentrációk újra a III. osztályhatárt súrolták. Az *összes lebegő anyag* (21/„E” *melléklet 5. ábra*) 1990-től tíz éven át 30–70 mg/l között változott, aztán 80–100 mg/l között ingadozott. A *nátriumion* átlagkoncentrációk (21/„E” *melléklet 6. ábra*) változása enyhén emelkedő tendenciát mutat, ezen belül 1997-es minimummal (35,0 mg) és 2002. évi maximummal (84,0 mg/l). A magasabb sótartalom korábbi okaiként a már említett szénhidrogén bányászat, későbbi okaként a már szintén említett használt termálvizek (Csokonyavisonta) felszíni vízbe vezetése adható meg. A *káliumion* átlagkoncentrációk (21/„E” *melléklet 7. ábra*) a vizsgált időszak alatt összességében csökkentek. Az 1990. évi 8,0 mg/l-ről 2005-re 3,5 mg/l-re. A *kalciumion* értékei (21/„E” *melléklet 8. ábra*) az 1990. évi 88,0 mg/l-ről 2005-re 98,0 mg/l-re emelkedtek. A *magnéziumion* koncentrációk (21/„E” *melléklet 9. ábra*) az 1990-es évek eleji 40,0 mg/l feletti értékekhez képest 1995 után 28,0–37,0 mg/l között stagnáltak. A *szulfát*- és a *kloridionok* koncentrációk (21/„E” *melléklet 10–11. ábrák*) változásának trendjei hasonló lefutásúak voltak, az értékek tág határok között mozogtak. A szulfátion 50,0–88,0 mg/l, a kloridion 25,0–45,0 mg/l között alakult. Az *összes keménység* (21/„E” *melléklet 12. ábra*) növekvő tendenciát mutatott, amíg 1990-ben 185 mg CaO/l volt a keménység, addig 2005-ben 205 mg CaO/l lett.

7.3 FEKETE-VÍZ VÍZRENDSZERE

7.3.1 Gyöngyös-főág; Gyöngyös K-i ág; Egyesült-Gyöngyös; Almás-patak; Fekete-víz

Ebben az alfejezetben a Fekete-víz vízrendszerhez tartozó Gyöngyös-főág; Gyöngyös K-i ág; Egyesült-Gyöngyös; Almás-patak és a Fekete-víz mintavételi pontjain mért vízminőségi paraméterek kerülnek értékelésre. A vízfolyások mintavételi pontjait és a mintázás éveit a következő táblázat foglalja össze.

7.3. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Fekete-víz részvízgyűjtőjén (kivéve Pécsi-víz)

Mintavételi helyek	VM kód	időszak	Mintavételi helyek	VM kód	időszak
Gyöngyös-főág Patosfa, közúti híd	05F517	1990–1999.	Almás-patak	Szulimán, közúti híd	05F521 1988–1999.
Gyöngyös K-i ág Somogyviszló	05F519	1989–1996.		Szigetvár, vasúti híd	05FF09 1969–1980.
Egyesült-Gyöngyös Kétújfalu, közúti híd	05FF10	1969–1980. 1994–2006.		Dencsháza, közúti híd	05FF36 1994–2006.
Fekete-víz Cún, közúti híd	05FF14	1969–2006.			

Forrás: DDKTVF adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.

A 90%-os tartósságú értékeket, a minták alacsony száma miatt Patosfánál, Somogyviszlónál és Szulimánnál nem lehetett megadni. A vizsgált paraméterek koncentrációinak időbeni változását a **22. melléklet** szemlélteti.

7.3.1.1 Oxigénháztartás paraméterei

Az *oldott oxigén* (**22./„A” melléklet 1–2. ábrák**) a vizsgált vízfolyásokban igen eltérő koncentrációkban volt jelen. A Gyöngyös-főág és a Gyöngyös K-i ág mérőpontjain a vizsgált időszakban a víz átlagértékei alapján „kiváló” minősítésű volt. Az Egyesült-Gyöngyösön Kétújfalunál a 1969 és 1980 között többnyire I. osztályú volt, kivételként az 1973–74 évek adhatók meg, amikor „tűrhető” a minősítése. Itt 1994-től történt újra mintavételezés, az azt követő 10 évben többnyire II.–III. osztály között váltakozott a minősítése, azonban 2006-ra jelentős javulás figyelhető meg (közel 10,00 mg/l 90%-os tartósságú érték). Az Almás-patak legfelső, szulimáni mérőpontján 1988 és 1999 között az átlagértékek alapján „kiváló” minősítésű volt a víz. Az alsóbb szakaszon lévő szigetvárinál a vizsgált időszak (1969–1980.) alatt az 1975. évi kivételével „erősen szennyezett”-nek mutatkozott. A patak dencsházi mintavételi pontjánál többnyire „tűrhető” volt a víz minősítése, kivéve 1995 és 2003–2004 éveket, amikor az „erősen szennyezett”, illetve „szennyezetté” vált. 2006-ban azonban jelentős javulás állt be az oldott oxigén tekintetében, és annak minősítése I. osztályú lett. Az *oxigéntelítettségi értékek* (**22./„A” melléklet 3–4. ábrák**) változásának trendjei az oldott

oxigénhez hasonlóan alakultak a vízfolyásokon. Az Almás-patak oxigéntelítettsége Szigetvárnál 1974–75-ben volt a legmagasabb, de így sem haladta meg a 45%-ot. A vizsgált időszak első 10 évében itt meglehetősen gyakori volt a szinte teljes oxigénhiányos állapot. Valószínűleg ez nagyban hozzájárult ahhoz, hogy a Fekete-víz az oxigéntelítettsége alapján Cúnnál többnyire csak „tűrhető”, esetenként „szennyezett” minősítést kapott. A *biokémiai oxigénigény* adatai (22/„A” melléklet 5–6. ábrák) alapján az Almás-patak a szigetvári mérőpontnál nagymértékű szerves szennyezésnek volt kitéve. Csak egy példát említve, az 1972. évi 90%-os tartósságú adat (206,6 mg/l) majdnem tízennégyszerese volt a IV. osztály határértékének és húszszorosa a VKI szerinti kockázatosság határértékének. A mintázások szünetelése után 1988-tól Szulimánnál vizsgálták a patakot, ott közel 10 éven át a víz minősítése többnyire „kiváló”, esetenként „jó” volt. Az alsóbb szakaszon lévő Dencsházánál 1994-től mintáztak, ahol III. osztályúnak bizonyult, ám 2000, 2003–04 években jóval túllépte a VKI szerinti kockázatossági határértéket (10 mg/l) és elérte vagy megközelítette az „erősen szennyezett” minősítés határérték koncentrációját. A Gyöngyösökön a somogyviszlói és a patosfai átlagértékek alapján többnyire I. osztályú a víz minősítése, azonban kiemelendő az 1990. évi patosfai kiugró érték, amely akkor ott csak „tűrhető” vízminősítést eredményezett. Az Egyesült-Gyöngyösön a vizsgált időszakban többnyire III. osztályú volt a víz minősítése, a 90%-os tartósságú adatok változásának trendje azonban összességében csökkenőnek mutatkozott, így 2000 után már a „jó” minősítés volt a gyakoribb. A Fekete-víz cúni mérőpontján a változás trendje a kétújfaluihoz hasonlóan alakult, azonban egy kicsit alacsonyabb koncentrációkat mértek itt és a „jó” minősítés volt már a 90-es évek közepétől a jellemzőbb. A *kémiai oxigénigények* (KOI_{ps} , KOI_k) adatai (22/„A” melléklet 7–8. és 9–10. ábrák) a minősítés szempontjából minden vízfolyás esetében azonos képet mutattak. A BOI_5 eredményeihez hasonlóan a szigetvári pontnál voltak az Almás-patakon a legmagasabb 90%-os tartósságú adatok, például a KOI_{ps} 1979-ben 58,8 mg/l, azaz a IV. osztály határértékének közel háromszorosa és a KOI_k 1977-ben 323 mg/l, azaz a IV. osztály határértékének közel 5,5-szerese. A továbbiakban, a kémiai oxigénigények szerint a szulimáni ponton az átlagkoncentrációk alapján „tűrhető” és „jó” minősítésű volt a víz. Az alsóbb szakaszon Dencsházánál, 2000-ben „szennyezett” (KOI_{ps} alapján), egyébként mindkét paraméter esetében III. osztályú volt a minősítés. A Gyöngyösökön Somogyviszlónál (átlagkoncentrációk szerint) többnyire II. osztályúnak adódott a minősítés, viszont a patosfai ponton (Gyöngyös-főág) 1990-ben „erősen szennyezett” volt a víz, majd a 90-es évek közepétől a végéig is többnyire csak III. osztályú. Az Egyesült-Gyöngyösön Kétújfalunál a vizsgált időszak alatt többnyire csak „tűrhető” volt a víz minősítése, ezen belül magasabb

értékek 2000 és 2005 években jelentkeztek. A Fekete-víz minősége Cúnnál az oxigénigények változása alapján összességében stagnált, a minősítése „tűrhető” volt. A *szaprobítási (Pantle-Buck) index* adatai (22/„A” *melléklet 11–12. ábrák*), amint az a fentiekből – ha nem is egyértelműen de – következett, az Almás-patak szigetvári mérőpontján voltak a legmagasabbak (V. osztály). További kiugró érték a Gyöngyös-főágán a patosfai volt 1990-ben. A többi mérőpont adatai alapján a vízfolyások minősítése többnyire „tűrhető” volt. Ettől való eltérés az 1970-es években a Fekete-vízen jelentkezett, ahol az Almás-patakról érkező szennyezés Cúnnál is mérhető volt és a vízminőség romlott, illetve az Egyesült-Gyöngyösön Kétújfalunál 2000-tól már „jó” volt a víz minősítése. Az *összes szerves szén (TOC)* koncentrációkat (22/„A” *melléklet 13. ábra*) csak 2001 és 2006 között mérték Kétújfalunál, Szigetvárnál és Cúnnál. Az oxigénigények adatait ez az ábra is alátámasztotta, így a mérőpontokon 2005-ig „szennyezett” volt a víz minősítése (kivétel Kétújfalunál 2002-ben „tűrhető”), majd 2006-ra mindhárom ponton csökkent az összes szerves szén koncentrációja.

Az oxigénháztartás paramétereinek fenti alakulása az Almás-patakon a szigetvári szennyvíztisztító telep, a Szigetvári Konzervgyár, a Szigetvári Cipőgyár szennyvízkibocsátásának, felsőbb szakaszán az állattartó telepek működésének tulajdonítható elsősorban. A paraméterek alakulását a szulimáni mintavételi ponton – mivel felette nem volt tényleges (és bejelentett) sem települési, sem tényleges ipari szennyvízkezelő és kibocsátó létesítmény – az állattartó telepek működése révén a felszíni vízfolyásokba került trágya okozhatta. Ez természetesen ennek a szakasznak a tápanyagháztartására is hatást gyakorolt. Ezen a területen a rendkívüli szennyezések szempontjából – 6.3. táblázatban már kigyűjtöttek szerint – a szentlászlói hígtrágyás szarvasmarhatelep rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyesnek minősült szennyezőforrás volt. További állattartás még fentebb, a Szentlászlói-ágon Boldogasszonyfán volt, 2004-es felmérés (DDKTVF 2005) szerint mélyalmos tartástechnológiával baromfitartás. Az előbbi telephelynek szennyezőforrás volta azonban az Almás-patak adatain nem szembetűnő/értékelhető, ugyanis a szulimáni ponton csak 1988-tól mintáztak, a szakosított szarvasmarha telep intenzív gazdálkodása pedig, az 1990-es évek elején megszűnt. Az utóbbi viszont a tartástechnológiából fakadóan – a havária lehetőségétől eltekintve – nem volt e tekintetben tényleges szennyező, így a telepek egyéb problémái inkább a mikroszennyezők eredményei esetében mutatkoztak meg. A patakon a legproblémásabb adatok a szigetvári mintavételi ponton vett mintákban jelentkeztek, a dencsháziban – mivel a két pont között (a már említett szigetvári települési szennyvíztisztító telep mellett (ennek bevezetése a szigetvári mintavételi pont alatt volt) jelentősebb közvetlen szennyező forrás nem volt – a szigetvári trendek jelentek meg, azonban az öntisztulás

következtében a koncentrációk – és így a minősítés is – jóval kedvezőbbeknek mutatkoztak. Szigetváron a Cipőgyár, bár az 1960-as években közvetlenül terhelte a patakat, később közcsatornára kötött, majd a rendszerváltás után megszűnt. Ezt követően apróbb cipő/cipészüzemek létesültek, szennyvizeik közcsatornára kötöttek, így ezek terhelései, ebben a részben az adatokban nem tűntek ki. A másik ipari szennyező a konzervgyár volt. Ez 1970-ig a szennyvizét az Almás-patakba engedte, majd 1970-től a szennyvizének és a szennyezett csapadékvizének az elhelyezését a Patapoklosin (Gyöngyös K-i ág) létesített nyárfás telepen oldotta meg, mélybarázdás öntözéssel. A telep 1988-ban került felújításra, így elvileg a konzervgyári szennyvíz (magas KOI, ülepható lebegő anyagtartalom, zsirtartalom) (SZENTES E.-NÉ szerk. 1995) nem szennyezte az Almás-patakat. A fenti paraméterek azonban mégiscsak arra utalnak, hogy azok oka nem biztos, hogy csak a szigetvári települési szennyvíztisztító telep és a háztartásokból bevezetett, illetve a műszaki védelem nélküli földmedencékbe esetlegesen összegyűjtött és az elszikkasztott házi szennyvizek valamint a szigetvár melletti állattartó telepek lehetettek. Ennek alátámasztására szolgált a 2003. évi lakossági bejelentés, amely szerint a Fekete-víz vajszlói szelvényében a halak „pipáltak”. A környezetvédelmi felügyelőség helyszíni vizsgálata alapján kiderült, hogy a konzervgyár üzemzavarához volt köthető a szennyezés, melynek kapcsán az üzemnek az Almás-patakba torkolló csapadékcatornára csatlakozó kifolyásán keresztül került a szennyvíze a patakba. A hatóság aztán ezt a csatorna-csatlakozást ledugóztatta. A 2003. évi csúcsok az ábrákon egyértelműen megjelentek. A másik jelentős szennyező a települési szennyvíztisztító telep volt, szennyezésének hatása tulajdonképpen a dencsháziban vizsgálható – bár az öntisztulás miatt a koncentrációkban nagyságrendi eltérés van. A települési szennyvíztisztító telep 1986 évet kivéve 1992-ig végig bírságolt üzem volt, majd ezt követően 1996-, 2003- és 2005-ben. Ezek közül, a dencsházai ponton egyértelműen a 2003. és a 2005. évi magasabb kémiai oxigénigénnyel és összes szerves szénrel rendelkező szennyvíztelepről származó szennyvíz jelent meg. A Dencsházán 2000-ben jelentkező csúcsok oka viszont nem az onnan származó szennyvíz lehetett, ugyanis Dencsházánál magas KOI_k jelentkezett, ugyanúgy csúcs jelent meg az Egyesült-Gyöngyösön is Kétújfalunál, ugyanakkor a fenti telep nem volt bírságolt, és az arra az évre vonatkozó terhelési adatai sem voltak kiemelkedően magasak. Az oxigénháztartás és a tápanyagháztartás, valamint a mikrobiológiai paraméterek adatait együtt elemezve, 2000-ben felszíni bemosódás által okozott lökésszerű – nyers kommunális szennyvíz, bár inkább állattartó telep(ek)ről (a két vízfolyás közötti a hoboli szarvasmarhatelepről) trágya/hítrágya – szennyezésről lehetett szó. Az oxigénháztartás paramétereinek fenti alakulása a Gyöngyösökön összefüggéseiben nehezen elemezhető, a

mintavételi időszakokból fakadóan. A Gyöngyös-főágon 1990–1999 között volt mérés, Patosfánál. Mivel a mintavételi pont alatt voltak Merenyén és Nemeskén szennyezőforrásként állattartó telepek, azok szennyezései az Egyesült-Gyöngyös kétújfalui mintavételi pontján jelentkeztek. Patosfánál így az 1990-es évek eleji magasabb értékek (oxigén- és tápanyagháztartás) eredete egyrészt a kistelepülések megoldatlan szennyvízhelyzetének, a kadarkúti szippantott szennyvízürítő helynek, több szennyvízszikkasztónak a tulajdonítható, másrészt a többségében mezőgazdasággal, állattartással foglalkozó falvak felszíni bemosódás által okozott szennyvíz/trágyaterhelésnek. A Gyöngyös K-ágon Somogyviszlónál az adatok oka – mivel felette nem volt jelentős települési és ipari szennyvízkezelő létesítmény – a főágnál utóbb már említetteknek, illetve a mintavételi hely melletti somogyapáti 2004-ben már vegyes, korábban hígtrágyás tartástechnológiával működött szarvasmarhatelep szennyezésének volt tulajdonítható. Az Egyesült-Gyöngyös kétújfalui pontján, amint a fentiekből is kiderül, a szennyezőanyag terhelések tényleges/potenciális forrásai a kistelepülések megoldatlan szennyvízelvezetéséből fakadó házi szennyvizek, a nagydobszai szippantott szennyvízürítő helyről, illetve a már említett és az istvándi, a kétújfalui 2004-ben is még hígtrágyás tartástechnológiájú sertéstelepekről bevezetett/bemosódott szennyvizek lehettek. A kétújfalui pontnál a Ladi és a Kálmáncai Szociális Otthonok (a vizsgált időszak végére már közcsatornára kötött) szennyvíztisztítóinak elégtelen működéséből fakadó szennyezések az adatokból tulajdonképpen egyértelműen nem látszottak. A Fekete-víz mintavételi pontján az Almás-patak és az Egyesült-Gyöngyösök terhelése mellett az oxigénháztartásra a Köröcsönyi-csatornán keresztül a sellyei szennyvíztisztító telep korábban csak részlegesen (2000-ben egy kis hányad teljesen) megtisztított szennyvize, illetve az Okoron keresztül érkező oxidálható szennyezőanyag mind hatást gyakorolt. A sellyei szennyvíztisztító telep 2002 és 2004 között, a szennyvizének magas KOI_k értéke és ammónium–nitrogén koncentrációi miatt jelentős terhelést jelentett a Fekete-vízre, bár ez az ábrákon nem mutatkozik egyértelműen, mivel ebben az időszakban érkeztek az Almás-patakról is „csúcsterhelések”. A közvetlen részvízgyűjtő területen működött/ő számos állattartó telep közül jelentős szennyezőforrás volt a baranyahídvégi hígtrágyás sertéstelep is.

7.3.1.2 Tápanyagháztartás paraméterei

Az ammónium–nitrogén koncentrációk (22/„B” melléklet 1–2. ábrák) alapján az Almás-patak adatai a legszembetűnőbbek. A szigetvári mérőpontnál 1980-ig végig 1,00–2,00 mg/l feletti (IV., V. osztály) 90%-os tartósságú értékek jelentek meg. Köztük a legmagasabb az 1977. évi érték volt, amely az V. osztályhatár 3,5-szeresének adódott, továbbá az 1971., 1973., 1979. évi adatok is az előbbi határ 1,5-szeresei voltak. A szulimáni adatok 1988 és 1993 között többnyire „tűrhető” minősítésbe sorolták a vizet, aztán az átlagadatok alapján a minősítés I. osztályú lett. Az 1994-től Dencsházánál mintázott patak ammónium–nitrogén tartalma viszont ott esetenként II. osztályú, többnyire azonban „szennyezett”, „erősen szennyezett” vizet eredményezett. 2003–04-ben az 1977. évi szigetvári csúcshoz közeli értékeket mértek. Mindez a Fekete-víz szennyezettségében is megmutatkozott, ez alapján az Almás-patakon a „csúcsterhelés” az 1980-as évek végén lehetett. Cúnnál a víz minősítése az 1990-es évek közepétől a 2002–05 éveket kivéve „jó” volt. A Gyöngyösökön az 1970-es években egyre nőtt az ammónium–nitrogén koncentrációja – bár így is a Fekete-vízé alatt volt – majd a mintázási szünet után a 90-es évek közepétől I.–II. osztály között váltakozott a minősítése. A problémás(abb) ág a Gyöngyös-főág volt, Patosfánál, ahol például 1990-ban IV. osztálynak megfelelő átlagkoncentráció adódott. A nitrit–nitrogén koncentrációk (22/„B” melléklet 3–4. ábrák) változásai a már áttekintett oldott oxigén, oxigéntelítettség és az ammónium–nitrogén koncentrációkból adódóan nem okoztak meglepetést. A kiugró adatok a Fekete-víz cúni pontjánál és az Almás-patakon Dencsházánál jelentkeztek. Cúnnál az első magasabb 90%-os tartósságú érték 1987-ben 0,250 mg/l (IV. osztály), majd 1994-ben 3,057 mg/l, az utóbbi az V. osztály határértékének több mint 10-szerese volt. A többi évben III. osztályú volt itt a víz minősítése. Az Almás-patakon Dencsházánál 1995, 2002–05 években a nitrit–nitrogén alapján „szennyezett”, illetve „erősen szennyezett” volt a víz. Korábban (1969–1980 között) a szigetvári értékek ennél azért kedvezőbb képet mutattak (III. IV. osztály). A Gyöngyösökön Somogyviszló kivételével (ott II. osztályú) végig III. osztályú volt a víz minősítése. A nitrát–nitrogén koncentrációk (22/„B” melléklet 5–6. ábrák) alapján a patosfai és a dencsházai pontok kiugrásaitól eltekintve II. osztályú minősítést kaptak a vízfolyások. Ezen belül a változások trendje 1994-ig enyhén emelkedő, majd csökkenő volt. A Gyöngyös-főágon Patosfánál, 1994–99 évek között az átlagkoncentrációk alapján „szennyezett” volt a víz minősítése. Az Almás-patakon a dencsházai pontnál 1994–96 és 2003–05 között csak III. osztályú lehetett a minősítés e paraméter tekintetében. Az összes nitrogén koncentrációk (22/„B” melléklet 7. ábra) csak 1989 és 1999 évek között kerültek

meghatározásra, kevés mintaszámmal Somogyviszlónál, Patosfánál és Szulimánánál. Ez alapján, a VKI szerinti kockázatosság határértékét csak a Gyöngyös-főág patosfai pontján lépték túl az éves átlagkoncentrációk. Az összes foszfor értékek (22/„B” melléklet 8–9. ábrák) a nitrogénháztartáshoz hasonlóan meglehetősen elszomorító képet mutattak. A vizsgált időszakban (1989–2006.) a vízfolyásokon a minősítés legfeljebb „tűrhető” volt. A VKI szerinti kockázatosság határértékét (400 µg/l) az időszak elején (1993-ig) minden vízfolyás összes foszfortartalma túllépte, a cúni szelvényben a 90%-os tartósságú érték például kétszeresen. Ebben az időszakban a cúni, a szulimáni, a somogyviszlói pontokon „erősen szennyezett”, a patosfain „szennyezett” volt a víz minősítése. Az Almás-patak dencsházai mintavételi pontján többnyire V. osztályú és 1997–99- és 2005-ben volt csak IV. osztályú a minősítés. Az ortofoszfát-foszfor koncentrációk (22/„B” melléklet 10–11. ábrák) alapján a vízfolyások szintén legfeljebb „tűrhető”, de inkább „szennyezett”, sőt gyakran „erősen szennyezett” állapotot mutattak. Kiemelendő csúcs az Almás-patakon a szigetvári mintavételi pontnál az 1978-as év, az V. osztály határértékét (500 µg/l) több mint kétszeresen, majd Dencsházánál 2002-ben közel hatszorosan meghaladó adattal. 2006-ra csak az Egyesült-Gyöngyösön javult a helyzet, a Fekete-vízen az Almás-patak folyamatos szennyezése miatt nem. Az *a-Klorofill* koncentrációk (22/„B” melléklet 12–13. ábrák) tekintetében a somogyviszlói és a patosfai pontokon kívül többnyire „tűrhető” volt a víz minősítése. A kiugró értékek az Almás-patakon Szulimánánál és az Egyesült-Gyöngyösön jelentkeztek.

A tápanyagháztartás paramétereinek változása az oxigénháztartásnál már elemzettekkel szoros kapcsolatban van, másrészt a földhasználatból fakadóan, mivel a területen jelentős mezőgazdasági tevékenység folyt, a szerves trágyázás/műtrágyázási szokások a 6.3.2. alfejezetben már elemzettek szerint mind befolyásolták a tápanyagháztartást. Ezek a hatások legfőképpen a szulimáni, a patosfai és a somogyviszlói mintavételi pontokon vett mintákban jelentkeztek. Ez jól kitűnik például a vízfolyások foszfor koncentrációiból is, amelyek oka leginkább a mezőgazdasági diffúz szennyezés volt és ehhez – az adatokból jól láthatóan – az Almás-patakon a szigetvári települési szennyvíztisztító pontszerű szennyezése is hozzájárult. Nagy mennyiségű nitrogén-műtrágyával kapcsolatos potenciális szennyező forrás Szigetváron működött (1990-től hivatalosan – bár korábban is itt volt tároló).

7.3.1.3 Mikrobiológiai jellemzők

A mikrobiológiai jellemzők (22/„C” *melléklet 1–2. ábrák*) közül a *Coliformszám* és a *Fekális Coliformszám* mérése történt, azonban csak a Cún mintavételi pontnál és csak 1994 és 2006 évek között. Az éves átlageredmények alapján a *Coliformszám* 1994-ben 19750-nek adódott, ebből a *Fekális Coliformszám* 1112 volt. Ennek alapján az előbbi mintegy 20-szorosan, az utóbbi 10-szeresen lépte át az „erősen szennyezett” határértéket. A *Coliformszám* esetén a további csúcsokat 2001-ben a már említett határérték 200-szoros, 2005-ben 3-szoros túllépése jelentette, így a víz többnyire IV.–V. osztályba volt sorolható. A *Fekális Coliformszám* adatsora sem mutatott szebb képet, ez alapján is többnyire „szennyezett”, esetenként „tűrhető” volt a víz minősítése.

A fenti adatok alakulása az oxigénháztartás és a tápanyagháztartás adatait is együtt elemezve, valószínű, hogy állattartó telepről érkezett a nagy mennyiségű bemosódott trágya a vízfolyás(ok)ba – például hirtelen, nagy mennyiségű csapadék felszíni eróziós tevékenysége révén. Az 1994–95-ös magasabb adatok közvetlenül a Fekete-víz melletti telepről kerülhettek a vízfolyásba, míg a 2000. évi magas *Fekális Coliformszám* oka a fentebb már említett, Almás-patak és a Gyöngyös K-i ág közötti állattartó telep lehetett. Bár természetesen nem kizárható az előbbi években a sellyei, az utóbbiakban főképpen a szigetvári szennyvíztisztító telepekről származó, mikrobiológiai szempontból erősen szennyezett szennyvíz kijutása sem a fertőtlenítés elégtelensége/hiánya miatt – akár üzemzavarból, akár egyéb más havária esetből fakadóan.

7.3.1.4 Szervetlen mikroszennyezők

Az *alumínium* átlagkoncentrációi alapján (22/„D₁” *melléklet 1–2. ábrák*) a vizsgált időszakban (1994–2006.) a mintavételi pontokon többnyire II. és III. osztályba voltak sorolhatók a vízfolyások. A cúni 90%-os tartósságú értékeket áttekintve viszont egy osztálynyi romlás állapítható meg, 1994., 1998. és 2002. évi csúcsokkal. Az átlagértékek tekintetében az Egyesült-Gyöngyösön javulás figyelhető meg, az Almás-patakon, bár 1997 és 1998 között „kitűnő” volt a minősítés, összességében a változás erősen hullámzó az I. és a III. osztály között. A Fekete-vízen a terhelés csökkenő mivolta volt megfigyelhető. 2006-ra Kétújfalunál, Dencsházánál és Cúnnál is I. osztályú lett a vízfolyások minősítése. A *cink* (22/„D₁” *melléklet 3–4. ábrák*) átlagkoncentrációi Somogyviszlónál és Szulimánnál 1990- és 1992-ben meglehetősen magasak voltak, eszerint akkor a víz azokon a pontokon

„szennyezett” volt. A többi mintavételi ponton az értékek alapján a vízfolyások I. osztályúak voltak, azon belül a változások trendje csökkenő. Az eredmények 2006-ra az I. osztály határértékének (50 µg/l) 1/5-ére estek vissza. A *kadmium* (**22/„D₁” melléklet 5–6. ábrák**) átlagkoncentrációi 1992–1994 között a többi évhez képest Somogyviszlónál 6-szoros, Szulimánánál több mint 30-szoros terhelést jelentettek. 1994-től a többi mintavételi pontnál – még a cúni 90%-os tartósságú értéket is beleszámítva – a koncentrációk nem érték el a 0,10 µg/l-t sem, így a vizek I. osztályúak voltak. A *króm* (**22/„D₁” melléklet 7–8. ábrák**) átlagkoncentrációi 1992-ben Patosfánál, 1993-ban Szulimánánál jeleztek magas értékeket, azonban csak az utóbbinál jelentett ez II. osztályba való minősítést. A továbbiakban az Egyesült-Gyöngyösön mért koncentrációk is alacsonyabbak voltak az Almás-patakénál. A Fekete-víz cúni szelvényében többnyire az Almás-patakról érkező szennyezés mutatta hatását. A *nikkel* átlagkoncentrációk többnyire jóval az I. osztály határértéke alatt maradtak. Az átlagok alapján ugyan „kiváló” minősítésű volt a somogyviszlói, a szulimáni és a dencsházai pontokon is a minták, azonban ezeknél az 1990-es évek elején a későbbiekhez képest két-háromszoros koncentrációkat mértek. A Fekete-vízen a 2001-es év 90%-os tartósságú értéke emelendő ki, amely az előtte lévőknek négy-, az utána következőknek ötszöröse volt. A **22/D₁ melléklet 9–10. ábrái** szerint megállapítható, hogy Cúnnál az 1998-as kisebb csúcs elsősorban a Gyöngyös-főágról érkezett szennyezést detektált, azonban az Almás-patak felső szakaszán Szulimánánál is csúcsot lehetett tapasztalni. A változások trendje összességében csökkenő volt, így 2006-ra az értékek 0,5–1,0 µg/l közé estek. Az *ólom* átlagkoncentrációi alapján a vízfolyások 1992–93 éveket és 1998-at kivéve „kitűnő” minősítésűek voltak. A vizsgált időszak elején a többi szervesetlen mikroszennyezőhöz hasonlóan Somogyviszlónál és Szulimánánál voltak a többihez képest két-háromszoros átlagkoncentrációk. Ezt követően 1998 és 2002 években detektáltak csúcsokat. A **22/D₁ melléklet 11–12. ábrái** szerint a terhelés az Almás-patakon volt a legnagyobb, bár egyértelmű csúcs jelentkezett az Egyesült-Gyöngyösön is. A *réz* átlagkoncentrációk 1994-ig szintén Somogyviszlónál és Szulimánánál, illetve Dencsházánál lépték át az I. osztályhatárt. A cúni 90%-os tartósságú értékek is magasnak bizonyultak, egyértelmű csúcsokkal (1995. és 1999. évi) így valószínű, hogy a víz minősítése korábban is csak „jó” volt. Azt, hogy a terhelés az Almás-patakról vagy inkább az Egyesült-Gyöngyös forráságairól érkezett és a Fekete-vízben megjelent, amint azt a **22/D₁ melléklet 13–14. ábrái** mutatják, nem lehet egyértelműen megadni. A *higany* átlagkoncentrációi (**22/D₁ melléklet 15. ábra**) a vizsgált időszak elején a Gyöngyös K-i ága és az Almás-patak felső szakaszain „kitűnő” minősítést eredményeztek. Az utóbbi alsó szakaszán viszont Dencsházánál 0,15 µg/l-es érték adódott, ami csak II. osztályba soroláshoz volt elég, sőt a

szennyezés a Fekete-vízen Cúnnál is megjelent, ahol a 90%-os tartósságú értékek alapján a víz 1994-ben „tűrhető” minősítésű lett. További csúcsként (II. osztály) Cúnnál az 1999. évi adható meg. A koncentrációk csökkenése után 2006-ra azonban újabb emelkedést lehetett tapasztalni, amikor az Egyesül-Gyöngyösön az átlagkoncentrációk túllépték a „kiváló” minősítés határértékét.

A fémek megjelenése a fenti adatok szerint a vízfolyások mintavételi pontjain érdekesen alakult, ugyanis, a nehézfémek szennyezése legfőképpen a vízfolyások felsőbb szakaszain jelent meg. Ott (és a Fekete-víz részvízgyűjtő ebben a fejezetben vizsgált területének egészén) azonban nem volt sem tényleges sem potenciális szennyezőforrásként bejelentett fémipari, felületkezelési tevékenység. Viszont a területen meglehetősen sok mezőgazdasági telephely üzemelt, amelyek többségén gépjavító műhelyek is voltak, ahol akár festékszórást, felületkezelést is végeztek, továbbá többnyire a fémhulladékokat, akkumulátorokat a telephelyen belül/kívül rakták le. Így a telephelyekről, településekről a toxikus fémek a csapadékkal felszíni lefolyás révén a felszíni vízfolyásokban is megjelenhettek. Továbbá növényvédőszeres használatából (és tárolásából Szigetváron), illetve a hulladéklerakók csurgalékvizeiből is kerülhettek fémek (és szervesanyagok, nitrogénformák, szervesetlen sók is) az élővizekbe. A területen szennyezés szempontjából ilyen szennyezőforrások főképpen a Gyöngyösök mentén találhatók. Ezek nagy kockázatú lerakók, a lerakás rendezetlen, kezeletlen és vízfolyások közelében, esetenként közvetlen közelében vannak. Az oxigén- és a nitrogénháztartás alakulását így ezen a területen nagy valószínűséggel a lerakók csurgalékvizei, esetenként maga a vízfolyásokba került hulladék is befolyásolta, így a Gyöngyös K-i ág részvízgyűjtőjén a somogyviszlói, a somogyapáti, somogyhársági és a patapoklosi; a Gyöngyös-főág mentén a vásárosbérci; az Egyesült-Gyöngyös részvízgyűjtő közvetlenül a homokszentgyörgyi és a nagydobszai.

7.3.1.5 Szerves mikroszennyezők

A *fenolok* esetében Somogyviszlónál, Patosfánál és Szulimánánál a kevés mintaszám miatt az átlagkoncentrációk értékelhetők, míg a többi mérési pontnál a 90%-os tartósságú adatok kerültek az ábrákra (**22/D₂ melléklet 1–2. ábrák**). Az átlagadatokat alapján a fenti mintavételi pontokon a víz többnyire csak III. osztályba volt sorolható. Az Egyesült-Gyöngyösön Kétújfalunál a víz fenol tartalma 3–17 µg/l között volt, a változás tendenciája az 1970-es évek végéhez képest (többnyire III. osztály) 2005-re ugyan csökkenő volt, ez

azonban osztálycsökkenést csak néhány évben (például 2000-, 2003-ban II. osztályt) eredményezett. Az Almás-patak, a szigetvári mérőpont értékei alapján az 1970-es évek közepéig többnyire „szennyezett”, esetenként „erősen szennyezett” minősítésű vizet szállított a Fekete-vízbe. 1980-tól aztán megszűnt a mintázás, így a 90%-os tartósságú értékek legközelebb 1994-től a dencsházai ponton voltak értékelhetők. Itt a víz 2002. évi kivételével „tűrhető” minősítést kapott, akkor azonban átlépte a III. osztály határértékét. A csúcs hatása a Fekete-víz cúni szelvényében is mérhető volt. A fenolok 90%-os tartósságú értékei 1999- és 2004–05-ben Cúnnál voltak a legmagasabbak, így valószínű a Fekete-víz közvetlen területről érkezett a szennyezés. A Fekete-vízen mindkét „mellékágról” érkező terhelés hatásaként a víz többnyire csak „tűrhető” minősítésű volt. 2006-ban mindhárom „utolsó” mintavételi ponton „jó” minősítésű volt a víz.

A fenolok fenti adatainak okaként a földhasználatból eredő diffúz terhelés adható meg, a mezőgazdaság kemizálása során a növényvédőszerke bomlástermékei révén, továbbá a fentebb már említett hulladéklerakók csurgalékvizei, illetve a településekről, telephelyekről a kőolaj és termékeinek felszíni elfolyása és csapadék által való felszíni lemosása. A szigetvári adatok is meglehetősen magasak voltak az 1970-es évek végéig, ennek kapcsán a Cipőgyárból a termelési technológiákban használt vegyszerekből és azok bomlástermékeiből is kerülhetett fenol az Almás-patakba.

Az anionaktív detergenszek (22/D₂ melléklet 3–4. ábrák) átlagkoncentrációi Somogyviszlónál és Patosfánál 1989-től közel 10 éven át 100 µg/l alattiak voltak, így azoknál víz I. osztályúnak minősült. A Gyöngyös K-i ágat és a Gyöngyös-főágot (és a Ny-i ágat) összegyűjtő Egyesült-Gyöngyös Kétújfalunál a 90%-os tartósságú értékei alapján az 1970-es évek elején II. osztályúból, a végén I. osztályú lett. A mintázási szünet után az 1990-es évek végén még „jó” minősítésű maradt, aztán csökkent a terhelése, így I. osztályú lett. Az Almás-patakot a 70-es évek végéig Szigetvárnál mintázták. Az 1970-es 450 µg/l feletti 90%-os tartósságú értékekből fakadóan a víz akkor IV. osztályú volt, aztán az értékek csökkentek, így a 80-as évek elejére a víz „jó” minősítést kapott. Mintázási szünet után az 1990-től 10 éven át a Szulimánnál vett minták átlagkoncentrációi 1992 évet kivéve az I. osztály határértéke alatt maradtak. Akkor azonban a víz ANA detergenszek által „erősen szennyezett” volt, mintegy 1,5-szeresen átlépve a IV. osztály határértékét (500 µg/l). A patak dencsházai mintavételi pontján a víz 1994-től a III. osztályú minősítéstől 2004-re a „kitűnő” felé haladt, azonban közben 2003-ban 250 µg/l-t meghaladó 90%-os tartósságú érték megállapítása következett be. A Fekete-vízen a vizsgált időszakban végig megfelelő mintaszámú mérés volt. Az adatok alapján a víz Cúnnál többnyire II. osztályú volt, majd 1998 után „kiváló” minősítésű.

Kiemelendően magas koncentrációkat 1985-ben és 1996-ban mértek. Az előbbi eredete, az ábra alapján egyértelműen nem állapítható meg, bár az egészet áttekintve az Almás-patakhhoz köthető. Azon belül pedig, a szigetvári szennyvíztisztító telep és a konzervgyár (kiemelten a 2003. évre) szennyezése adható meg. Az utóbbi magasabb érték a sellyei szennyvíztisztító telepről érkezett szennyezésnek tudható be.

A kőolaj és termékei (22/D₂ melléklet 5–6. ábrák) meglehetősen kusza képet mutatnak. A Gyöngyös K-i ágon 1989 és 1996 évek között – bár csak átlagadatokkal lehetett dolgozni –, azok is magasnak bizonyultak, így többnyire IV. osztályú volt a minősítés. A Gyöngyös-főágon Patosfánál szintén az átlagértékek alapján 1991–1999 között többnyire III. osztályú volt a víz, csúcsként 1995. évi adható meg, amikor a szennyezés jól látható maximummal az Egyesült-Gyöngyösön, sőt a Fekete-vízen Cúnnál is megjelent. Kétújfalunál 1994-től mintáztak, a 90%-os tartósságú értékek kezdetben 100 µg/l feletti (IV. osztály) voltak, aztán lassú csökkenés következett be, de ez 2006-ra is csak a „tűrhető” minősítésig javított a víz állapotán. Az Almás-patakon Szigetvárnál ezt a komponenscsoportot nem vizsgálták, Szulimánánál is csak az éves átlagértékek vizsgálhatók. E szerint 1989 és 1994 között a víz „szennyezett” volt, majd a következő évtől a koncentrációk csökkentek, így 1999-re már „kiváló” minősítésű lett. A dencsházi adatok – bár csak 1994-től mintáztak ott –, elég szomorú képet nyújtanak, mely szerint szintén az 1995-ös év volt az egyik legproblémásabb (itt összevágunk az adatok a patosfaival és a kétújfaluival is), Cúnnál a 90%-os tartósságú értékek a IV. osztály határértékének (250 µg/l) közel kétszerese volt. Az azt követő években még 2004-ben is néhány kivételtől eltekintve (1998., 2000. évek) „szennyezett” minősítésű volt itt a víz, majd 2005–06-ban „tűrhető”. A Fekete-víz cúni szelvényében 1988–1996 között, az első néhány évben „erősen szennyezett” volt a víz, majd IV. osztályú lett. Ezt követően a kisebb terheléseknek köszönhetően kisebb javulás következett, de a víz még így is csak III. osztályú minősítést kaphatott. A Fekete-vízen mért magas koncentrációk eredete főképpen az Almás-patakról érkező terhelésnek tulajdonítható, bár nem hanyagolható el a közvetlen területről érkező olajszenyezés sem.

A kőolaj és termékeinek a vizsgált területen a fenti adatok szerinti megjelenése elsősorban a már említett mezőgazdasági telephelyekhez köthetők. Ezeken gépjavító műhelyek, gépkocsi mosók, üzemanyag kutak működtek. A 6.3. alfejezetben már bővebben tárgyaltak szerint korábban a szennyezőanyagok a gondatlan kezelésekből, az olajos hulladékok gyűjtetlenségéből fakadóan a csapadék felszíni lemosása által könnyen a felszíni vizekbe kerültek. Ezeken kívül a nagyobb településeken számos gázolaj- és fűtőolaj tároló,

szigetváron üzemanyagkút volt/van. A koncentrációk alakulásában és a vízminősítésben a fenti okok mellett a már többször említett mérés módszertani problémák is szerepet játszottak.

7.3.1.6 Radioaktív anyagok

Erre az alosztályra csak a Fekete-vízen Cúnnál történt mintázás. Az összes β -aktivitás (22/D₄ melléklet 1. ábra) került meghatározásra, 1994 és 2004 között. A 90%-os tartósságú értékek trendje egyenletesen emelkedő. A víz minősítése 2000-ig „kiváló”, azt követően csak II. osztályú lett.

7.3.1.7 Egyéb jellemzők

A pH értékek (22/„E” melléklet 1–2. ábrák) alapján a vízfolyások a vizsgált időszakban többnyire „jó”, esetenként „kiváló” minőségűek voltak, ezeken belül az értékek a lúgos kémhatás irányába tolódtak el. 1994-től a Kétújfalú, Dencsháza és Cún pontokon mért vízfolyások közül a Fekete-víz közelített leginkább a „kiváló” minőség felé, azt az Egyesült-Gyöngyös követte. Az Almás-patak pH-ja inkább már a lúgos „tűrhető” kategória közelében volt. A fajlagos vezetési értékek (22/„E” melléklet 3–4. ábrák) jól jelzik a vízfolyások összes sótartalmát. Az ábrák alapján egyértelműen megállapítható, hogy e tekintetben, ezen fejezetben vizsgált vízfolyások közül az Almás-patak volt a legterheltebb. Az 1969 és 1980 között Szigetvárnál vett vízminták többségének minősítése „szennyezett” volt, sőt 1978–79-ben jóval túllépte a IV. osztály határértékét (2000 $\mu\text{S}/\text{cm}$), így „erősen szennyezett” lett. A mintázás a patakon ezt követően szünetelt, majd 1988-tól Szulimánánál folytatódott. Ott, többségében „tűrhető”, esetenként „jó” volt a víz minősítése, azonban az 1994-től Dencsházánál indult mintázások alkalmával a víz összes sótartalma igen magasnak bizonyult (IV., V. osztály (2000., 2003. évek). Az előbbiekből és a mintavételi pontok egymáshoz viszonyított helyzetéből következően egyértelmű, hogy a terhelés eredete a Szigetvári Konzervgyár volt. E mellett a Szigetvári Termálfürdő magas ásványi sótartalmú használt vízének az Almás-patakba vezetése is növeli a fajlagos vezetőképességet. Nagyatádkhoz hasonlóan továbbá Szigetváron is termálvizet használnak kommunális melegvízként, ami a már említett módon növeli a befogadó sótartalmát. A szigetvári mintavételi ponton a vizsgált időszak elején a fentiek mellett – bár konkrét adatok erre nem álltak rendelkezésemre – a Cipőgyárból is kerülhettek ki sók. A Gyöngyös K-i ág vízminősítése az átlagértékek alapján a

rövid vizsgálati időszakon belül többnyire „jó”-nak bizonyult. A Gyöngyös-főág viszont az 1990-es években a fajlagos vezeték alapján többnyire „szennyezett” volt. Ebből fakadóan az ágak csatlakozását követően az Egyesült-Gyöngyösön is leginkább 500–700 $\mu\text{S}/\text{cm}$ 90%-os tartósságú értékek (II. osztály) adódtak. A Fekete-víz cúni mérőpontján az értékek az 1980-as évek elejéig a II. osztály határértéke körül (700 $\mu\text{S}/\text{cm}$) ingadoztak, aztán a mellékágokról (kiemelten az Almás-patak) érkező terhelés következtében a víz minősítése a vizsgált időszak végéig III. osztályú lett. A konzervgyár szennyezése 1994, 2000 és 2003 években is egyértelműen megjelent a Fekete-vízből vett mintákban. Az *oldott vas* koncentrációk (**22/„E” melléklet 5–6. ábrák**) változásának trendje az összes vízfolyás tekintetében figyelemre méltó, ugyanis a vizsgált időszak elejétől egészen 1994-ig a mintavételi pontokon a vizek többnyire „tűrhető” vagy „szennyezett” minősítésűek voltak. 1997-től azonban Kétújfalunál, Dencsházánál és Cúnnál is az átlagkoncentrációk (és Cúnnál a 90%-os tartósságúak) alapján a vízfolyások „kiváló” minősítésűek lettek. Az előbbi időintervallumban kiemelendők a szigetvári értékek, ahol 1969–1980-ig az értékek tág határok között mozogtak, a változás trendje növekvő volt –aztán itt megszűnt a mintázás. Továbbá említésre méltók a Fekete-vízhez kapcsolható 90%-os tartósságú értékek, amelyek az 1990-es évek elejéig összességében lassú emelkedést mutattak. Két csúcs is kiemelendő, az egyik 1974-ben 1,46 mg/l (V. osztály), a másik 1987-ben 1,10 mg/l (V. osztály). A vastartalom, jelentős fémipari tevékenység hiányában valószínű a nem megfelelő ivóvíz előkészítés kapcsán –magnövekedett lakossági ivóvízellátás, elégtelen vastalanítással – jutott a felszíni vizekbe. Az *oldott mangán* koncentrációk (**22/„E” melléklet 7–8. ábrák**) esetében a vizsgált időszak egészét tekintve többnyire mindenütt „szennyezett” volt a víz minősítése. Kiemelendően magas (0,40 mg/l körüli) értékek az 1980-as évekig Szigetvárnál, Cúnnál és 1977-ben Patosfánál adhatók meg. Az Almás-patakon Szigetvárnál vett minták 90%-os tartósságú mangán értékei az 1970-es években végig „szennyezett” minősítést adtak, majd 1988-tól a szulimáni értékek úgyszintén, sőt 1992–95 között 0,52–2,72 mg/l-es átlagkoncentrációk jelentek meg, azonban a patak dencsházai mintavételi pontjánál 1994-től esetenként „kiváló”, illetve „jó” volt a víz minősítése. A Gyöngyösökön is esetenként nagy terheléseket mértek, amelyek aztán az 1990-es évek közepétől csökkenni látszottak. Az Egyesült-Gyöngyösön, 2003-ban azonban egy IV. osztályhatárt megközelítő csúcs jelentkezett. A Fekete-víz cúni pontján a változás trendje az 1970-hez képest (~0,00 mg/l) 1985-ig emelkedő (0,50 mg/l feletti (V. osztály)) volt, aztán lassan csökkenő lett, azonban 2006-ban még így is „szennyezett” maradt. Az oldott mangántartalom változásának trendje az előbbieken már említett ivóvízellátással és vízelőkészítéssel kapcsolatos, az elégtelen mangántalanításnak

tulajdonítható. Az összes *lebegő anyag* koncentrációk (22/„E” *melléklet 9–10. ábrák*) trendjei összességében a vízfolyásokon a csökkenés irányába mutattak. A vizsgált időszak első felében az Egyesült-Gyöngyösön 70–225 mg/l 90%-os tartósságú értékeket lehetett megadni, ezek az 1990-es évek második felétől 50 mg/l alá csökkentek. A Gyöngyös K-i ágán Somogyviszlónál mért értékek többnyire e felett voltak egy kicsivel, a Gyöngyös-főágon Patosfánál viszont az éves átlagértékek a kétújfaluinak többszörösei voltak. Az Almás-patak Szigetvárnál mintázott pontján az 1970-es évek végéig igen gyakoriak voltak a 200 mg/l feletti 90%-os tartósságú értékek, majd ezek feltételezhetően – nem volt a továbbiakban itt mintázás – csökkentek. A patakon a dencsházai értékek 1994-től a korábbi szigetváriakhoz képest jóval kedvezőbb adatokat mutattak. A Fekete-víz cúni pontján mindkét forráság terhelése éreztette hatását. Az utóbbi években kiemelendő a 2005-ös cúni 100 mg/l 90%-os tartósságú adat, amely egyértelműen az Egyesült-Gyöngyösről érkezetett szennyezésnek tulajdonítható. Az összes *oldott anyag* koncentrációit (22/„E” *melléklet 27. ábra*) a vizsgált időszak (1969–1993.) egészében csak Cúnnál mérték, ahol a 90%-os tartósságú értékek 450–650 mg/l között mozogtak, a változás trendje enyhén növekvő volt. Ennél alacsonyabb értékeket határoztak meg a Gyöngyösökön (kivéve Patosfánál 1990-től) és esetenként a cúni értékek 1,5–2,5-szeresét az Almás-patakon szigetvári mérőpontjánál. A *nátriumion* koncentrációk (22/„E” *melléklet 11–12. ábrák*) adatai igen jól mutatják a Szigetvári Konzervgyár és a termálfürdő Almás-patakra irányuló terhelését. Az 1980-as évekig a Szigetvárnál vett minták nátriumion koncentrációinak 90%-os tartósságú értékei, az 1974-es évet kivéve, végig meglehetősen magasak (140,0–486,0 mg/l) voltak. Az eredetet a szulimáni minták, bár alá nem (ott 1988–1999 között volt mintavétel), de megtámasztották, ugyanis ott 30 mg/l körüli átlagértékek adódtak. Dencsházánál viszont a szigetvárihoz „igazodva” (150 mg/l feletti 90%-os tartósságú értékek) alakultak az adatok 1994-től 2004-ig. Itt, a 2000. és a 2003. évi csúcsokat egyértelműen (DDKTVF helyszíni ellenőrzés) a konzervgyár szennyezéséhez lehetett kötni. Ez a terhelés a Fekete-vízen is megjelent. A magas nátriumion tartalomhoz köthető még a már említett Szigetvári Termálfürdő is, amely a magas sótartalmú használt termálvizet a felszíni befogadóba bocsátja. A vizsgált időszak alatt a Gyöngyösökön 40 mg/l alatti, a Fekete-vízen 25–80 mg/l közötti értékek adódtak. A *káliumion* koncentrációk (22/„E” *melléklet 13–14. ábrák*) szintén az Almás-patakon voltak a legmagasabbak. Ott a trendek tulajdonképpen a nátriumionéval megegyezően alakultak, a 90%-os tartósságú értékek Szigetvárnál (1969–1980.) 6,0–28,2 mg/l között, Dencsházánál (1994–2006.) 4,0–16,0 mg/l között változtak. Többnyire ettől függően alakultak a Cúnnál mért eredmények is, illetve például 1991-ben a patosfai (Gyöngyös-főág) 16,0 mg/l feletti átlagkoncentráció is

érezte hatását. Összességében azonban 1994-től az Egyesült-Gyöngyös és a Fekete-víz értékei stagnáltak. A *kalciunion* koncentrációk (22/„E” *melléklet 15–16. ábrák*) változása a vízfolyásokon összességében emelkedő tendenciát mutatott. Ezen belül 1995 és 2003 évek között a cúni és a kétújfalui mérőpontnál 100,0–120,0 mg/l közötti stagnálás, majd 2006-ra csökkenés jelentkezett. A dencsházai 90%-os tartósságú adatok 1994 és 2001 között erőteljesen csökkentek, majd 2005–2006-ra 95,0–105,0 mg/l közé álltak be. A magas (154,7 mg/l) és az alacsony (40,1 mg/l) kiugró értékek egyaránt Patosfához tartoztak, az előbbi 1994–95-ben, az utóbbi 1991-ben. 115,0–125,0 mg/l közötti magasabb értékek ugyanabban az évben Szulimánnál, Somogyviszlónál, Dencsházánál és Cúnnál is jelentkeztek. A *magnéziumion* koncentrációk (22/„E” *melléklet 17–18. ábrák*) változásának trendje a vízfolyásokon néhány kivételtől eltekintve stagnált. Az Almás-patakon Szigetvárnál a vizsgált időszak első 10 évében 35,0–62,0 mg/l, Dencsházánál az időszak utolsó 10 évében 45,0–56,0 mg/l közötti 90%-os tartósságú értékek jelentek meg. Az Gyöngyösök adatai közül, a kalciumionhoz hasonlóan a Gyöngyös-főágon Patosfánál jelentkezett 1991- és 1994-ben magasabb (90,0 mg/l feletti) átlagkoncentráció. Az előbbi csúcs a Fekete-víz cúni pontján is megmutatkozott. A *szulfátion* koncentrációk (22/„E” *melléklet 19–20. ábrák*) változásának trendje a vizsgált időszak alatt összességében emelkedő volt. A kiugró értékek az Almás-patak mintavételi pontjaihoz rendelhetők. Szigetvárnál az első 10 évben 42,0–178,9 mg/l között változtak a 90%-os tartósságú értékek, a csúcs 1973-ban volt. A mintázási szünet után Dencsházánál újra magas értékeket mértek, a csúcsok 1994 és 2003 évekre tevődtek. A szulimáni átlagértékek alacsony voltából, az évekből és az előzményekből következően a patakot szulfáttal is a konzervgyár terhelte. A Gyöngyösök esetében a kiugró adatok itt szintén Patosfához tartoztak. A dencsházai, a kétújfalui és a cúni utolsó 10 éves adatok tekintetében megállapítható, hogy az Egyesült-Gyöngyös terhelése volt a legkisebb, az Almás-pataké a legnagyobb – ezeken a pontokon. A *kloridion* koncentrációk (22/„E” *melléklet 21–22. ábrák*) változásának trendje szinte teljes egészében a nátriumionéval megegyező volt a vízfolyásokon. A különbség a patosfai ponton található, ahol 1993–97 között kissé kiugró átlagkoncentrációk jelentkeztek. A Gyöngyösökön az ionok esetenként magasabb, kiugró koncentrációinak az okaként egyrészt a már említett hulladéklerakó telepekről a csurgalékvízzel a felszíni vizekbe jutó sók adhatók meg, másrészt a földhasználatból adódóan a műtrágyázás kapcsán a mezőgazdasági területek diffúz terhelései. A *hidrogén-karbonátion* koncentrációk (22/„E” *melléklet 23–24. ábrák*) a Fekete-víz cúni pontjánál 400,0–570,0 mg/l, az Egyesült-Gyöngyös kétújfalui pontjánál 355,0–470,0 mg/l között változott, a változások trendje összességében stagnáló volt. Az ábrákból kitűnnek az

Almás-patak szigetvári, dencsházai és a Gyöngyös-főág patosfai adatai. Az előbbieket esetében a szulimáni pontnál voltak a legalacsonyabb átlagkoncentrációk; a szigetvári mérőponton az első 10 évben 450,0–700,0 mg/l, az utolsó 10-ben dencsházánál 2000. és 2003. évi kiugrásokkal 470,0–870,0 mg/l közöttieknek adódtak a 90%-os tartósságú értékek. A Gyöngyös-főágon 510,0–710,0 mg/l közötti átlagkoncentrációk jelentek meg 1990 és 1999 között. Az összes keménység értékeinek (22/„E” melléklet 25–26. ábrák) trendje az Almás-patak pontjain, a Fekete-vízen és az Egyesült-Gyöngyösön összességében stagnáló volt. Kiugró értéként szintén a Gyöngyös-főágon Patosfa jelent meg, a vízrendszer vizsgált mintavételi pontjaihoz rendelhető legmagasabb adatok közel 1,5-szeresével.

7.3.2 Pécsi-víz

A Pécsi-víz 1968-tól került a kémiai vízminőség vizsgálata céljából a mintázandó vízfolyások közé. A mintavételi helyeket a következő táblázatban foglaltam össze.

7.4. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Pécsi-vízen

Pécsi-víz		
Pécs, Tüskésréti út	VM kód: 05F011	1988–2006.
Pellérd, közúti híd	VM kód: 05F012	1988–2006.
Zók, közúti híd	VM kód: 05FF35	1996–2006.
Kémes–Cún, közúti híd	VM kód: 05FF13	1968–2006.

Forrás: DDKTVF adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.

Amint az látszik, a dolgozat által vizsgált időszakban csak Kémes–Cúnnál volt végig mintavétel, a többi ponton többnyire csak 1988 vagy 1996 évtől. Ezért az értékelésnél a továbbiakban a „vizsgált időszak első felén” c. szókapcsolaton a Kémes–Cúnnál vizsgált adatokat értendők. A mintavételek száma/év a vízminőségi paraméterektől függően változott, azonban az mindig elegendő volt a 90%-os tartósságú értékek meghatározására, így azoknak az ábrákon való megjelenítésére. A vizsgált paraméterek 90%-os tartósságú értékeinek időbeni változását a 23. melléklet szemlélteti.

7.3.2.1 Az oxigénháztartás paraméterei

A vizsgált időszakban a Pécsi-víz oldott oxigén tartalmának (23/„A” melléklet 1–2. ábrák) 90%-os tartósságú értékei igen széles skálán mozogtak. Az időszak első felében a víz oldott oxigén tartalma nem érte el a 2,00 mg/l-t, gyakran oxigénhiányos állapot állt fenn. A víz minősítése végig „erősen szennyezett” volt. Az időszak második felében megállapítható, hogy a mintavételi pontokon nagyon eltérőek voltak a kapott eredmények. A legkedvezőbb értékeket a Pécs, Tüskésréti mérőpontonál mérték, itt I. osztályú volt a víz az elmúlt közel 20 év

minden évében, a változás trendje stagnáló volt. A legkedvezőtlenebb helyzet 1988 és 1996 között a pellérdi, majd 1996-tól a zóki mérőpontnál adódott. 1996-ig Pellérdnél végig V. osztályú volt a víz minősítése, majd többnyire „szennyezett” és „tűrhető” állapotok között mozgott. A zóki ponton 2004-ig végig V. osztályú volt a minősítés, majd 2004–2005-re III. osztályú lett. Az utolsó tíz év változását tekintve lassú, javuló tendencia volt megfigyelhető. Az oxigéntelítettség értékei (23/„A” *melléklet 3–4. ábrák*) az oldott oxigén koncentrációk változási trendjének megfelelően alakultak. Kiemelendő a tuskésréti pont, ahol többnyire 80% feletti és elszomorító a pellérdi és a kémes–cúni, ahol 1996-ig többnyire 5% alatti volt az oxigéntelítettség. A biokémiai oxigénigény (23/„A” *melléklet 5–6. ábrák*) értékei alapján a víz 2001-ig a tuskésréti mérőpontot kivéve minden mintavételi ponton többnyire V., esetenként IV. osztályú volt, meghaladva így a VKI szerinti kockázatosság határértékét is. Tuskésrétnél 1991-ben volt egy kiugró adat, amely a Széchenyi aknán lévő szennyvíztisztító telepről érkezett nagy mennyiségű, magas szervesanyag tartalmú szennyvízterhelésnek volt tulajdonítható. Kiemelendők a 2003. tavaszán mért kiugró értékek is. A csúcs alapvetően Zóknál jelentkezett, azonban a nagy szennyezőanyag terheléséből fakadóan még Kémes–Cúnnál is mérhető volt. Az oxigénháztartás további két jellemzője a KOI_{ps} és a KOI_k (23/„A” *melléklet 7–8. és 9–10. ábrák*) amelyek változásának trendje megegyezett a mintavételi pontokon. A vizsgált időszak első felében végig „erősen szennyezett” volt a víz, a második felében 1996-ig a tuskésréti mérőpontot kivéve szintén. A bikromátos oxigénigény értékei alapján a víz 2004-ig – a tuskésréti pontot kivéve – minden ponton túllépte a VKI szerinti kockázatosság határértékét. A csúcsok megjelentek a biokémiai oxigénigénynél is. 2005–2006-ban azonban a 2003-as csúcsot kivéve összességében javuló tendencia következtében minden mérőponton III. osztályú volt a minősítés. A víz *összes szerves széntartalmának (TOC)* (23/„A” *melléklet 13. ábra*) értékeinél (2001–2006) a két kiugró csúcs a KOI és a BOI esetéhez hasonlóan, 2001 és 2003 évek voltak, így 2001-ben a Tuskésréti mérőpontnál, 2003-ban Zóknál és Kémes–Cúnnál is V. osztályú volt a víz. A kiugró értékektől eltekintve a Pécsi-víz többnyire IV., 2006-ra III. osztály lett. A *szaprobitási (Pantle-Buck) index* (23/„A” *melléklet 11–12. ábrák*) a vízben lévő holt szervesanyagok lebontásának mértékét jellemzi. Értékei a négy szelvényben hasonló eredményt mutattak. 1996-ig Kémes–Cún és Pellérd szelvényekben többnyire „erősen szennyezett” volt a víz. A tuskésréti mérőponton a vizsgált időszak alatt többnyire „szennyezett” volt a minősítés, ám a változás tendenciája csökkenőnek adódott. 1996-tól a legkedvezőtlenebb értékek Zóknál (V.–IV.osztály) és Kémes–Cúnnál mutatkoztak.

A Pécsi-víz esetében az oxigénháztartás mutatóinak alakulását – a szennyvíz kibocsátási-, mennyiségi- és minőségi adatok, a szennyvízbírságok és a 6.2. alfejezetben már ismertettek alapján megállapítható – a pellérdi (1996-ig), a zóki, sőt még a kémes–cúni szelvényben is döntően a pécsi szennyvíztisztító működése határozta meg. Az 1996-os dátum az új szennyvíztisztító telep indulása miatt fontos, ugyanis amint azt már a 6.2. alfejezetben kifejtettem, addig a Megyeri úton működött, aztán Pécs-Mecsekaljára (Pécs-Pellérdi) került, 1996-ig így a szennyezése a pellérdi mintavételi ponton a vízből mérhető volt, majd az áthelyezése után a hatása csak a zóki szelvényben került elemzésre – ugyanis a pellérdi mintavételi pont éppen az új szennyvíztisztító felett volt/maradt. A pécsi szennyvíztisztító telep 1994-ig végig bírságolt létesítmény volt a kibocsátott tisztított szennyvíz magas kémiai oxigénigény, ammónium–nitrogén és többnyire Coliform értékei miatt; a tisztítás módja mechanikai és biológiai részleges volt, majd az új telepen teljes. Ennek a hatása a paraméterek változásának trendjében az ábrákon nagyon jól látható. A magasabb értékek közül a 2003. évi volt a jelentősen kiugró. Ebben az évben történt a pécsi szennyvíztisztító telepen a tisztítási hatásfok romlásának megakadályozására a levegőztető medencék (1–4.) rekonstrukciója, azonban a folyamat közben a telepről nagy mennyiségű, nem megfelelően tisztított szennyvíz került a Pécsi-vízbe, amely kapcsán a patakban többszörösére nőtt a szerves- és a tápanyagtartalom. A tuskésréti adatokat többnyire a Széchenyi és az István aknán lévő szennyvíztisztítók nem megfelelő tisztítási hatásfoka befolyásolta, valamint a Pécsi Hőerőmű környékén a csatornázatlan településrészeknek diffúz terhelő hatása is lehetett. Pécsen az ipari szennyezők többsége közcsatornára kötött, így a Pécsi-víz oxigénháztartására tényleges veszélyeztető forrás a börgyár lett. Ennek szennyező hatása a pellérdi mintavételi ponton jelent meg a mintákban – 1988-tól. A KOI_k 90%-os tartósságú értékek Pellérdnél a 90-es évek elején akár a 630 mg/l-t is elérték. Ebben nagy szerepe volt a börgyárnak. Érdekesek lettek volna itt a korábbi adatok is, azonban 1968-tól csak Kémes–Cúnnál mértek, hossz-szelvény mintázásra viszont legelőször, 1986-ban került sor. A Pécsi-vízen a Fekete-víz felé haladva, a patakban a mintavételi pontokon kapott eredmények alapján, az öntisztulás jelei nem voltak túl gyakoriak. Ennek okaként egyrészt a Pécs felől érkezett eleve hatalmas szennyezőanyag terhelés, másrészt az alsóbb szakaszon az állattartó telepek működése adható meg. A 6.3. táblázat alapján a patakot rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyeztető állattartó létesítmény a bicsérdi hígtrágyás tartástechnológiájú sertés- és szarvasmarha telep volt, amely szennyezése a kémes–cúni szelvényben jelent meg. A 2004-es felmérés (DDKTVF) alapján a további telepek (szabadszentkirályi, szentlőrinciek (több)) hatása is a Pécsi-víz legalsó mintavételi pontján mutatkozott meg az eredményekben.

7.3.2.2 A tápanyagháztartás paraméterei

Az ammónium–nitrogén értékei (23/„B” melléklet 1–3. ábrák) alapján a Pécsi-víz a vizsgált időszakban egészen 2004-ig, a tuskésréti mérőpont kivételével „erősen szennyezett” volt. A csúcsot a tápanyagháztartásnál is a 2003. évi jelentette, az oxigénháztartásnál már említett okokból kifolyólag. A változás trendje az oxigénháztartás mutatóihoz hasonlóan alakult. A legkedvezőbb a helyzet Tuskésrét mérőpontnál volt, itt többnyire IV., esetenként III. osztályú minősítést kapott a víz. Összességében a 2003. évi csúcserőteljes után javulás következett a pellérdi, zóki és a kémes–cúni pontoknál, így 2006-ra „jó” minősítésű lett a víz. A tuskésréti pontnál viszont 1999-ben megjelent egy csúcs (újra IV. osztály), amely a már említett Széchenyi akna szennyvíztisztítójából származó szennyvíz magas ammónium–nitrogén tartalmának volt tulajdonítható elsősorban. A nitrit–nitrogén értékek (23/„B” melléklet 4–5. ábrák) szintén meglehetősen magasak (többnyire 0,120 mg/l feletti) voltak a vizsgált időszak egészében, az összes mintavételi ponton. 1994-ig a víz minősítése többnyire IV. osztályú volt, majd ezt követően 2004-ig V. osztályú, jóval meghaladva a IV. osztály határértékét. A legmagasabb 90%-os tartósságú értékek – a IV. osztály határértékének több mint háromszorosai 2000–2003 között – Zóknál jelentkeztek, azonban a kémes–cúniak sem voltak ennél sokkal alacsonyabbak. A pellérdi mintavételi pontokon a víz többnyire IV., V. osztályú, a tuskésréti IV. osztályú volt. 2006-ra minden mintavételi ponton „tűrhető” lett a víz minősítése. A nitrát–nitrogén értékek (23/„B” melléklet 6–7. ábrák) alapján a víz a vizsgált időszak elején Kémes–Cúnnál II. osztályú volt, azonban az 1990-es évek elejétől egy osztálynyival rosszabb lett itt a minősítés. A vizsgált időszak második felében a legmagasabb értékek a tuskésréti mérőpontnál jelentek meg, aztán a pellérdin. Zóknál regisztrálták a legalacsonyabb értékeket, viszont Kémes–Cúnnál már újra magasabb nitrát–nitrogén koncentrációk jelentek meg. Az utóbbi pont magasabb eredményeinek okaként egyrészt az évszakos váltakozás – jellemzőek voltak a téli alacsonyabb értékek, amelyek tavasszal és nyáron magasra szöktek, ennek oka többnyire a természetes nitrifikációs ciklus és annak befolyásoló tényezőinek kapcsolata – másrészt a műtrágyázás volt, mivel az főként ezekre az időintervallumokra esett. Az ingadozást befolyásolták az időjárás körülményei is, ugyanis a kiszórást követő nagy esőzés vagy intenzív hóolvadás erőteljes bemosódást eredményezhetett. Az összes foszfor értékei (23/„B” melléklet 8–9. ábrák) a mérőpontok között eltérő képet mutattak. A folyásirányt követve az első mérőpontnál a Tuskésréti úton adódtak a legalacsonyabb 90%-os tartósságú értékek, a változás tendenciája is csökkenő volt, azonban

2001-ig többnyire még így is csak „tűrhető”, ezt követően II. osztályú lett a víz minősítése. A pellérdi mintavételi ponton 1997-től csökkent jelentősen az összes foszfor mennyisége, azonban még így is 2004-ig „szennyezett” volt. A zóki és a kémes–cúni pontokon a VKI kockázatosság határértékét (1000 µg/l) többnyire két-ötszörösen, 1994-ben (és valószínű előtte is a pellérdi ponton is) és 2003-ban hétszeresen meghaladó 90%-os tartósságú összes foszfor értékek adódtak. A tuskésréti és a pellérdi pontokon vizsgált víz koncentrációinak változása javuló tendenciát mutatott, azonban a zóki és a legalsó szelvényben is 2006-ban is „erősen szennyezett” volt a víz. Az *ortofoszfát–foszfor* adatainak trendje (23/„B” melléklet 10–11. ábrák) mind a négy szelvénynél hasonlóképpen alakult, mint az összes foszfor esetében. A pellérdi (1996-ig), a zóki és a kémes–cúni szelvényekben messze a IV. osztály határértéke feletti értékűek voltak az eredmények a vizsgált időszak egészében. Tuskésrétnél többnyire II.–III. osztály között változott a víz minősítése. Az *összes nitrogén* 90%-os tartósságú adatai (23/„B” melléklet 12. ábra) változásának trendje Tuskésrétnél enyhe, Pellérdnél erőteljesebb csökkenést mutatott. Csökkenés a másik két mintavételi ponton is észrevehető volt, azonban a trendet a 2003. évi csúcs nagyon megzavarta. Az *a-Klorofill* adatai (23/„B” melléklet 13. ábra) alapján megállapítható, hogy a víz Tuskésrétnél többnyire „jó”, esetenként „kiváló” minősítésű volt. A többi ponton azonban a változás trendje 1998-tól kisebb-nagyobb csúcsokkal emelkedő lett. A legmagasabb értékeket többnyire Kémes–Cúnnál és Pellérdnél mérték, ezek mellett a 2004–2005-ös zóki csúcs sem elhanyagolható.

A tápanyagháztartás fenti alakulásának alap okai többnyire az oxigénháztartásnál már feltárásra kerültek, azaz a vízfolyás felső szakaszán a tuskésréti mintavételi pontnál a környezetterhelést a Széchenyi és az István aknák szennyvíztisztítóiból származó kommunális szennyvíz okozta egyrészt, másrészt az erőmű környékéről való diffúziós terhelés. A pellérdi mintavételi pontnál 1996-ig alapvetően a város szennyvíztisztító telepe befolyásolta a nitrogén és foszforháztartás paramétereit, illetve a börgyár és jogutódja a nitrogénformák mennyiségét növelte. A börgyár, bár 1992 óta jelentősen csökkentette a szennyvízének mennyiségét, a kibocsátás során az ammónium–nitrogén tartalom mégis jelentős figyelmet érdemel. A vízfolyáson lefelé haladva a zóki mintavételi ponton egyértelműen a Pécs városi szennyvíztisztító telep terhelése követhető nyomon. A vízfolyás legalsó mintavételi pontján Kémes–Cúnnál a fenti terhelések a méreteiknél fogva mind megjelentek és mivel a mérőpontot megelőző partszakaszok mentén többnyire mezőgazdasági tevékenység folyt/folyik – a fentebb említett állattartó telepek, szántó művelésű földhasználat (műtrágya bemosódás) – a pataknak az öntisztulásra „nincs ideje”, így itt többnyire az eutrofizáció jelei is megmutatkoztak.

7.3.2.3 Mikrobiológiai jellemzők

A Pécsi-vízen csak 1994-től és csak a Kémes–Cún mintavételi pontnál vizsgálták a Coliformszámot és a Fekális Coliformszámot (**23/„C” melléklet 1–2. ábrák**). Az éves átlagkoncentrációk alapján megállapítható, hogy a Coliformszám 1994-ben 12-szerese, 2001-ben 6-szorosa volt a IV. osztály határértékének (1000). A minősítése 1996 és 2000 között „szennyezett”, majd „erősen szennyezett” lett. A Fekális Coliform adatok alakulása miatt a víz IV.–V. osztályú volt. A mikrobiológiai jellegű szennyezettség eredete egyrészt a pécsi szennyvíztisztító telepről nyers/közel nyers szennyvíz bemosódása, másrészt bár Baranyában az ÁNTSZ elrendeli a már említett kötelező települési szennyvíz fertőtlenítést, mégis annak elégtelensége/hiánya..., harmadrészt a vízfolyás melletti mezőgazdasági területekről és állattartó telepekről nagy mennyiségű híg és/vagy almostrágya csapadékvízzel való bemosódása lehetett.

7.3.2.4 Szervetlen mikroszennyezők

A fémszennyezők a Pécsi-víz felsőbb szakaszába többnyire különféle ipari technológiák során kerültek. Az alsóbb szakasz mentén, mivel többnyire mezőgazdasági tevékenység (állattartás) folyt, a gépjavító műhelyekből, festékszóró részlegekből kerülhettek a fémek a Pécsi-vízbe. Mivel jellemző tulajdonságuk, hogy hajlamosak a lebegő anyagban való feldúsulásra, adott körülmények között leülepedhetnek a mederfenékre, majd megváltozott körülmények (pH, redoxi-, komplexképződési viszonyok) között ismét „aktív” szennyezői lesznek a felszíni vizeknek, így előfordulhatott, hogy az alsóbb szakaszon csak jóval a felsőbb szakasz szennyezése után vált detektálhatóvá a szennyezés. A vízfolyáson a fémeket csak 1994-től vizsgálták, ebből fakadóan a korábbi terhelések csak valószínűsíthetők az ábrák alapján. A vizsgált időszakban az *alumínium* (**23/„D₁” melléklet 1. ábra**) 90%-os tartósságú értékei széles koncentrációtartományban mozogtak. Két magasan kiugró érték figyelhető meg, amely azon a ponton a vizet csak IV. osztályba sorolta. Az ábrából fakadóan valószínűleg itt korábban is magas volt az oldott alumínium tartalom. Nagyrészt ipari területről van szó, ahonnan például a textilipari, színezék- és festékipari vagy azokkal kapcsolatba hozható kis- és középvállalkozások telephelyeiről csapadék általi felszíni lemosással és a patakba való bemosással is kerülhetett a szennyező fém. A többi mintavételi ponton is problémás volt az alumínium koncentráció nagysága, így azokon is többnyire csak „tűrhető” volt a víz minősítése. A Kémes–Cún mintavételi ponton 1998-ban megjelent, nagy

csúcs, mivel abban az évben a felette lévő pontokon kevesebb, mint fele annyi volt a 90%-os tartósságú értékek nagysága, valószínű, hogy a Zók és Kémes–Cún között került a patakba. A *cink* értékei (23/„ D_1 ” melléklet 2. ábra) alapján a víz 1997 előtt a zóki pont kivételével „jó”, esetenként „tűrhető” minősítésű volt. 1997-től a zóki és a kémes–cúni pontokon „kiváló” minősítésű volt, a két felső mintavételi helyen többnyire szintén I., esetenként II. osztályú. A *higany* 90%-os tartósságú értékei (23/„ D_1 ” melléklet 3. ábra) 1994–95-ben meglehetősen magasak voltak. A szennyezés valószínű a tuskésréti és a pellérdi pont között került a vízfolyásba, ennek következtében ott a víz III. osztályú minősítést kapott. A kémes–cúni ponton is megjelent ez a szennyezés, ott 0,01 $\mu\text{g/l}$ -el alacsonyabb koncentráció adódott – tehát végigvonult a szennyezés. A továbbiakban 2001-ig II., majd I. osztályú volt a víz minősítése az összes mintavételi ponton. A *kadmium* értékei (23/„ D_1 ” melléklet 4. ábra) alapján a Pécsi-víz minden mintavételi ponton I. osztályú minősítést kapott a vizsgált időszak egészében. Ezen belül a magasabb értékeket többnyire Tuskésrétnél mérték. A vizsgált időszak kezdetén a *króm* 90%-os tartósságú értékei (23/„ D_1 ” melléklet 5–6. ábrák) igen magasak voltak, aztán az 1997-es év második felétől jelentős javulás (III. osztályú minősítésből többnyire II., 1999-től I. osztályba) történt, a csökkenést követően 2001-ben egy kisebb csúcs jelent meg. Az 1996-os, közel 700,0 $\mu\text{g/l}$ -es érték (a IV. osztály határértékének 7-szerese) megjelenése a pellérdi ponton a Pécsi Bőrgyár szennyezésének tulajdonítható, a vízfolyáson lefelé haladva ez a szennyezés jól követhetően végighaladt. A bőrgyár termelésének csökkenésével, illetve jogutódja által a szennyvízkezelésének korszerűsítésével a Pécsi-víz krómtartalma a 90-es évek végétől, a korábbiakhoz képest jelentősen lecsökkent. A 2001. évi csúcs a szennyvízbírságok adataiból ítélve azonban szintén a bőrgyárnak tulajdonítható. A vizsgált időszakban a *nikkel* koncentrációi (23/„ D_1 ” melléklet 7. ábra) a tuskésréti szelvénynél erőteljesen ingadoztak, a másik három szelvénynél – Zók 2000. évet kivéve – I. osztályú minősítést kapott. A Tuskésrét mérőpontnál mért eredmények alapján 2001-ig IV.–III. osztály volt a víz minősítése, azonban a vizsgált időszak alatt a változás tendenciája erőteljesen csökkenő volt, így 2005–06 években itt is I. osztályú lett a minősítés. Az *ólom* adatai (23/„ D_1 ” melléklet 8. ábra) alapján megállapítható, hogy a vizsgálati intervallum alatt két alkalommal (1994, 1998) volt valószínűleg ipari eredetű ólomszennyezés, amelyek a tuskésréti mérőponton mutatkoztak legnagyobb koncentrációban, aztán valamennyi mérőponton kimérhetővé váltak. A csúcsok alkalmával Tuskésrétnél csak II. osztályú lett a minősítés, azonban a többi ponton csak az I. osztály határértéke körül voltak a 90%-os tartósságú adatok. Ezt követően jelentős terhelés/koncentráció csökkenés miatt a patak minden mintavételi helyen I. osztályúnak minősült. A vizsgált időszakban a *réz* értékei

(23/„D₁” *melléklet 9. ábra*) az összes mérőpontnál erőteljesen ingadoztak, bár minden pont esetében a koncentráció változásának trendje összességében csökkenő volt. A magasabb értékek a pellerdi és a tuskésréti mintavételi pontnál jelentkeztek, így azoknál a víz minősítése a II. és az I. osztály között váltakozott, a két alsóbb mintavételi helyen a víz „kiváló” minőségű volt. A Pécsi-víz fémekkel való terhelése a fentebb már említett nagyobb ipari üzemek mellett két nagyobb felületkezelő üzemnek és a festékekkel, nyomdászattal, stb. foglalkozott kis- és középvállalkozásoknak tulajdonítható. E mellett, bár nem állt rendelkezésemre adat, a volt uránbánya meddőhányói alól a szivárgó vizekkel is juthatott toxikus nehézfém a vízfolyásba. Továbbá, mivel a patak Pécs iparterületeit átszeli, sőt az egész város alatt „haladva” befogadja a hirtelen nagy mennyiségű csapadékvizekkel a burkolt felületekről lemosódó fém-, olaj-, só, szervesanyag szennyezéseket (KOVÁCS A. – RONCZYK L. 2005, KOVÁCS A. – RONCZYK L. – CZIGÁNY SZ. 2006), hacsak nem tényleges szennyezőkről van szó, a szennyezőforrás(ok) nem minden esetben egyértelműek. Az ábrából jól kitűnik, hogy a nagyobb felületkezelő ipar (galvanizálás, horganyzás, maratás, stb.) megszűnésével a patak nehézfém koncentrációi többségében csökkentek. A vízfolyás alsóbb szakaszán a mezőgazdaság kemizálásával is kerülhettek nehézfémek a patakba.

7.3.2.5 Szerves mikroszennyezők

A *fenolok* 90%-os tartósságú adatai (23/„D₂” *melléklet 1–3. ábrák*) a vizsgált időszak elején meglehetően magasak voltak. 1972-ben például 3600 µg/l, amely nagyságrendileg a IV. osztály határértékének 180-szorosát jelentette. Ennek eredete többnyire a Pécsi Kokszművek szennyvízéhez volt köthető. Amint azt a 6.5.2. alfejezetben már említettem, a szénleparlás technológiájából következően történt a fenol kibocsátás: üzemben belüli gyűjtőcsatorna rendszert és fenolos átemelő telepet alakítottak ki, amellyel a szennyvizet a szénbánya salak és palahányójára nyomatták; azonban ez az elszikkasztási módszer nem volt kielégítő, mert a csurgalékvizek még így is jelentős fenol tartalommal kerültek a befogadóba. Kémes–Cúnnál egészen az 1980-as évek végéig erre a paraméterre többnyire IV., esetenként V. osztályú volt a víz minősítése. Bár az 1990-es évektől jelentős csökkenés mutatkozott a koncentrációkban, ez még mindig csak 2003-tól és csak „tűrhető” osztállyal minősítette a vizet. A fenolok további eredő okaként a patak felső szakaszán a fémeknél már említett csapadék általi szilárd burkolatokról, utakról történő szennyezés (kőolaj és termékei) lemosódások, illetve a 6.7.1. fejezetben már elemzett számos vegyszer gyűjtésével, tárolásával, kisebb volumenű feldolgozásával foglalkozó cég telephelyén bekövetkezett

havária esetek adhatók meg. Egyes galvanizálási műveleteknél (savas óozó fürdő) (HORNYÁK M. szerk. 1990) is használtak fenolt, ami aztán az üzem területéről kikerülve a patakba gravitálhatott. A vízfolyás alsóbb szakaszain a földhasználatból eredő diffúz terhelés sem kizárható, a mezőgazdaság kemizálása során a növényvédőszeres bomlástermékei révén.

Az *anionaktív detergens*ek (ANA) értékei (23/„D₂” *melléklet 4–6. ábrák*) Kémes–Cúnnál és 1996-ig a pellérdi mintavételi pontnál végig 500 µg/l feletti értékűek voltak, így „erősen szennyezett” volt a víz. Ennek oka elsősorban a pécsi kommunális szennyvíztisztító telep „tisztított” szennyvíz kibocsátása volt, aztán az új telephely megépítésével a magasabb koncentráció értékű ANA detergens koncentrációinak változása összességében minden mintavételi ponton csökkenő tendenciát mutatott. A 2003. évi V. osztályú értékek okai Zóknál és alatta Kémes–Cúnnál a korábbiakban már említett pécsi városi szennyvíztisztító telep levegőztető medencéinek rekonstrukciós munkái kapcsán jelentkező szennyezések voltak. A települési szennyvizek megfelelőbb kezelésének és a csatornázottság növekedésének köszönhetően a 2005-ös évben már minden szelvény I. osztályú minősítést kapott.

Igen gyakori vízszennyezők a *kőolaj és termékei* (23/„D₂” *melléklet 7–8. ábrák*), ami a széles körű felhasználásuk eredménye. A vizsgált időszakban a koncentrációjuk túlnyomó többségében olyan mértékben meghaladta a IV. osztály vízminőségi határértékét (250 µg/l), hogy 1997-ig végig az összes szelvény „erősen szennyezett”, azaz V. osztályú volt. Ezen belül a legmagasabb értékek Pellérdnél (például 1984-ben 9050 µg/l, a IV. osztály határértékének több mint 36-szorosa), amíg ott nem volt mérés, addig Kémes–Cúnnál jelentkezték. A legalacsonyabbnak a tuskésréti szelvényben bizonyultak. Összességében jelentős csökkenés 2004–05-ben történt, addig a pontokon többnyire V., Kémes–Cúnnál és Tuskésrétnél esetenként IV. osztályú volt a minősítés. 2005–06 években csökkent a vízben a kőolaj és termékeinek mennyisége, ezért javulás mutatkozott a patak minőségét illetően, a víz az esetek többségében már III.–IV. vízminőségi osztályba tartozott. A koncentrációk alakulásában a 2004 évtől való csökkenés oka a mérésmethodikaváltáshoz is köthető (az extrakciónál a szén-tetraklorid oldószerről áttértek a ciklohexán használatára) – viszont megjegyzendő, hogy az utóbbi használt módszernél az alsó méréshatár csak az MSZ 12749 I. és II. osztály határértékei között van. Az analitikai problémák miatt összességében ezen a vízfolyáson sem kizárható, hogy a valós szennyezettség a mérésnél alacsonyabb volt e tekintetben. Az ipar, a közlekedés és egyéb lakossági tevékenységek a legkülönbözőbb kőolajszármazékokat használják fel. A 6.7.1. alfejezetben már kifejtettem, hogy a gyűjtő, tároló létesítmények többsége ezekkel az anyagokkal kapcsolatos és ezen a részvízgyűjtőn

található a legtöbb ilyen. Szintén említettem már, hogy a rendkívüli szennyezések többsége a kőolajjal és a termékeivel volt kapcsolatos. Így például az ÁFOR 1990 és 1999 között végig bírságolt cég volt az olajszennyezések miatt. Ennek a telephelynek a terhelése a pellérdi ponton mutatkozott meg. A vízfolyás olajtartalmából nagy mennyiséget tett ki a városi területéről az esőzések által előidézett felszíni bemosódás a város nem megfelelő csapadékvíz elvezetésének következtében. Korábbi szennyezőforrásként megemlítendő a megszűnt bányaművelés után a külszíni létesítmények kitakarítása, az olajjal szennyezett területek mentesítése is. Az ottani szennyezések a tuskésréti pontnál jelentkeztek az adatokban.

7.3.2.6 Radioaktív anyagok

A Pécsi-vízben Kémes–Cúnnál 1994-től kísérték figyelemmel az *összes β -aktivitást (23/„D₄” melléklet 1. ábra)*. A 90%-os tartósságú adatok szerint a vizsgált időszakban többnyire „szennyezett” volt a víz minősítése. A Pécsi-vízben a radioaktív anyagok jelenléte a korábbi Mecseki Ércbányászati Vállalat irányítása alatt folyt uránbányászatnak, ércdúsításnak és „hagyatékainak” tulajdonítható. (Erről a 6.5.3. fejezetben már szóltam.) Valószínű, hogy korábban is voltak ilyen problémák, ugyanis a telephelyekről az üzemi szennyvíztisztítóban „megtisztított” szociális és ipari? (TÜK-ös adat volt) szennyvizet a Bicsérdei-árokba, a Kajdács-patakba és a Zóki-árokba bocsátották, ahonnan majd másodlagos befogadóként a Pécsi-vízbe került.

7.3.2.7 Egyéb jellemzők

A *pH* értéke (23/„E” melléklet 1–2. ábrák) alapján a vizsgált időszakban minden mintavételi ponton a víz minősítése „kiváló” volt. Ezen belül, a változás tendenciáját tekintve, a pH egyre inkább a lúgos kémhatás felé mozdult el. Az alacsonyabb pH oka, a korábban – a 6.4.2. alfejezetben már említettek szerint – a Széchenyi és az István aknákból a savas bányavíz emelés és felszíni befogadóba juttatása lehetett. A városban ezen kívül számos savval, lúggal kapcsolatos gyűjtő, tároló létesítmény van/volt, így esetenként azokból csapadékvízzel hígított oldataikból juthatott a Pécsi-vízbe is. A *fajlagos vezetés* adatai (23/„E” melléklet 3–4. ábrák) alapján megállapítható, hogy a mintavételi pontok mindegyikén magas volt az összes sótartalom. A vizsgált időszak elejéhez képest Kémes–Cúnnál az 1990-es évek elejére megközelítőleg 2/3-ára csökkent a fajlagos vezetés és így a minősítés V. osztályról IV. osztályra állt be. A többi mintavételi ponton ennél jóval magasabb

értékeket regisztráltak, így Tüskésrétnél végig IV. majd V. osztályú, Pellérdnél csökkenő tendenciával V.-ről IV. osztályú lett a víz minősítése. Az 1990 előtt kémes–cúni, majd a pellérdi mintavételi pontnál a magas összes sótartalom többnyire a Pécsi Bórgyár és a felületkezeléssel foglalkozó üzemek kibocsátásainak tulajdonítható. Napjainkra már publikus, hogy az uránbányászat következtében létesült zagytarozók alól „megjelent” elszivárgó víz is magas sótartalmú, illetve a bányabezárások után a Mecsekérc egy pontú kivezetésén ezek a Pécsi-vízbe kerülnek – bár ezt az üzemen belül sóteleníteni kell (a vizsgált időszakig ez nem következett be). A tüskésréti ponton a magas fajlagos vezetési okai a Mecseki Szénbányák 6.5.2. alfejezetben már kifejtett szennyezéseihez köthetők – azaz a bányavíz kiemelésekhez és a keletkező csurgalék vizekhez. A 6.11. ábrán (1989-től) már elemzésre került, hogy a Pécsi-vízbe tisztítatlanul bevezetett ipari vizek a bányavízkiemelésekből adódnak. E mellett korábban a hőerőmű hígzagys kazettáinak csurgalékvizeti is esetenként nagy sókoncentrációjú vízzel terhelték a patakat. Az oldott vas koncentrációk (23/„E” **melléklet 5–6. ábrák**) változása a vizsgált időszakban csökkenő tendenciát mutatott. 1994-ig a Kémes–Cún mintavételi ponton többnyire „szennyezett” volt a víz minősítése, azonban ezen és a dencsházai ponton (kivéve 2003. évi) I. osztályú lett a víz minősítése. A két felsőbb mintavételi ponton, a Tüskésrétnél kiemelten, a pellérdinél többnyire mérsékelten magas volt a víz oldott vastartalma, azonban 2004 után mindkét ponton e tekintetben a víz „kiváló” minősítést kapott. A magas vastartalom oka a tüskésréti szelvényben korábban a hőerőmű salak és pernye tartalmából kioldódott vas (és alumínium is), valamint a már említett Karolina külfejtésben keletkezett tóból a bányavíz Pécsi-vízbe való emelése lehet(ett), a pellérdi szelvényben a fémfeldolgozással, felületkezeléssel foglalkozó üzemekből a technológiák és a gyűjtő, tároló tevékenységek kikerült szennyezése volt. Így például a szennyvízbírságok alapján, a 2002-es „csúcs” érték az egyik galvanizáló üzem rendkívüli szennyezése miatt következett be. A vízfolyás alsóbb szakaszain a korábban már szintén említett ivóvíz előkészítésnél az elégtelen vastalanításnak a használt vízben, majd a Pécsi-vízben is megjelent hagyatéka, illetve az egész területen nem elhanyagolható a csapadékkal történő felületi le/bemosódás sem. A mangán koncentrációk (23/„E” **melléklet 7–8. és 9–10. ábrák**) alapján a vizsgált időszakban az 1990-es évek elejéig a víz többnyire „erősen szennyezett” volt. Ezt követően 2004-ig a tüskésréti szelvény kivételével „szennyezett”, majd javuló tendenciával „jó” minősítésűvé vált. A Pécsi-víz magasabb mangántartalmának oka feltételezhetően egyrészt a bányavíz kiemelésekkel, másrészt a fémipari tevékenységekkel kapcsolatos. A porcelángyárban a kerámia termékek festéséhez a – vörösbarna szín eléréséhez – gyakran mangán tartalmú vegyületeket használtak. Az összes oldott anyag (23/„E” **melléklet 11. ábra**)

koncentrációi a vízben a vizsgált időszak alatt csökkentek, bár többnyire csak Zóknál volt mintavétel. Az *összes lebegő anyag* (23/„E” *melléklet 12–13. ábrák*) az egyik leggyakoribb vízszennyező, mind a települési, mind ipari szennyvizek esetén. A vizsgált időszakban a mennyisége összességében csökkent a mintavételi pontokon, azonban a tuskésréti szelvénynél a 90-es évektől koncentráció csúcsok jelentek meg. A lebegő anyag tartalom oka a Pécsi-vízben a házi szennyvizeknek, a szénmosók szennyvizeinek, amelyek főleg szerves-, valamint a porcelángyárnak, az ércdúsító szennyvizeinek, amelyek főleg szervesanyagokat tartalmaztak. A porcelángyár, a központi ülepítőjének megépülését követően – 1989-től – magas ásványi lebegő anyag tartalmú tisztítatlan szennyvízzel már nem terhelte a vizet. A tuskésréti magasabb értékek a már említett bányavíz kiemeléseknek tulajdoníthatók. A *nátrium- és káliumionok* (23/„E” *melléklet 14–15. és 16–17. ábrák*) elsősorban a vízzel való érintkező kőzetekből és a talajból kerülnek a vízbe. A vizsgált időszakban ezek többnyire Pellérdnél és Zóknál voltak a legmagasabb. Az okok alapvetően az összes sótartalomnál már említettekből eredeztethetők. A víz összes keménységét a *kalcium- és magnéziumionok* (23/„E” *melléklet 18–19. és 20–21. ábrák*) okozzák. A vizsgált időszakban Tuskésrétnél voltak a legmagasabb 90%-os tartósságú értékek, szinte minden esetben többszörösen meghaladták a többi mintavételi ponton vett vízminta értékeit, ugyanis a kőzetekből szén-sav hatására kioldódó komponensek ott (Pécsi-víz felső szakaszain, forráságain) fordulnak elő legnagyobb arányban. Ehhez azonban a hőerőmű zagytározóinak csurgalék vizei is hozzájárulhattak. A vízfolyás *szulfátion* tartalma (23/„E” *melléklet 22–23. ábrák*) a geológiai adottságok és biológiai hatások függvénye volt. A befogadók szulfát koncentráció értékei a szennyvízbevezetés vagy a különböző szerves vagy szervesanyagok oxidálásának hatására emelkedhettek. A tuskésréti szelvénynél folyamatosan magasak voltak a mért értékek, amelynek okaként egyrészt maga a bányaművelés, a szénfelületből kioldódó szulfát miatt, másrészt azok bezárása után a bányatelkekhez kapcsolódó meddőhányók csurgalékvízeinek magas szulfáttartalma adható meg. A szénfeldolgozáshoz kapcsolódva korábban problémát jelentett még a volt hőerőmű zagyszeréből a nagy víztartalma miatt a szulfát kioldódása és annak közvetett úton a Pécsi-vízbe jutása is. A *kloridion* koncentrációk (23/„E” *melléklet 24–25. ábrák*) változásának trendje a nátriumionéval megegyező volt a vizsgált időszakban. Így az alakulásának okai az ott és az összes sótartalomnál már elemzésre kerültek.

7.4 DRÁVA

A Dráva kémiai vízminőség vizsgálatának történeti vonatkozásait a 4. fejezetben már kifejtettem, így a következő táblázatban csak az általam feldolgozott időszakot és az ahhoz tartozó mintavételi pontokat helyeztem el.

7.5. táblázat: *Mintavételi helyek és időszakok a Dráván*

Dráva		
Örtilos	VM kód: 05FF16	1968–1983. 1994–2006.
Barcs	VM kód: 05FF17	1968–2006.
Drávaszabolcs	VM kód: 05FF18	1968–2006.

Forrás: DDKTVF adatai alapján szerk. DOLGOSNÉ KOVÁCS A.

Amint az a fenti táblázatból látszik, Örtilosnál volt egy kis mintázási szünet, ez az adatok értékelésénél, főképpen az oknyomozásnál problémát jelentett. A szünet oka egyrészt, hogy az akkori mintavételi ponton (partról) vett minták eredményei a szakemberek szerint inkább a Mura vízminőségét mutatták és nem a Dráváét, másrészt az 1980-as években „költségmegtakarítás” miatt csökkentették a mintavételi helyek számát. Az Örtilos–Botovo híd (mintavételi hely/pont) megépülése után – 1994-től – volt lehetőség a reprezentatív mintavételre. A megfelelő mintaszám miatt a mintavételi pontokon a 90%-os tartósságú adatok értékelésére lehetőség volt. A vizsgált területről betorkolló mellékvízfolyások szennyezőanyag terhelésének a Dráva vízminőségi paramétereinek változásában való megjelenés vizsgálata céljából – bár csak valószínűsíthető oknyomozásra volt lehetőség – segítséget nyújtó ábrák is készültek.

7.4.1 Az oxigénháztartás paraméterei

A Dráva folyó oldott oxigén tartalmának 90%-os tartósságú értékei (24/„A” melléklet 1–2. ábrák) alapján megállapítható, hogy az 1970-es évek végétől a víz többnyire „kiváló” minőségű volt a mintavételi pontok mindegyikén. A legkedvezőtlenebb helyzet az örtilosi pontnál adódott az 1970-es években, ahol többnyire II. osztályú volt a víz. Az oxigéntelítettségi értékek (24/„A” melléklet 3–4. ábrák) változásának trendje az oldott oxigén alakulásához volt hasonló. A legalacsonyabb 90%-os tartósságú értékek mindhárom mintavételi ponton 1971-ben jelentkeztek, akkor „tűrhető” volt a víz minősítése. Az örtilosi ponton például csak egy kicsivel több, mint 50% oxigéntelítettség adódott. A vizsgált időszakban a barcsi és a drávaszabolcsi pontokon többnyire „jó”, az 1990-es évektől „kitűnő” volt a víz minősítése. A 25/„A” melléklet 1–4. ábrái alapján jól látszik, hogy az örtilosi és a

barcsi mintavételi ponton az oldott oxigén és az oxigéntelítettség értékei többnyire, egy-két osztálynyival jobbák voltak a két pont között betorkolló mellékvízfolyások vízminőségénél. A **26/„A” melléklet 1–2. ábrái** alapján továbbá a barcsi és a drávaszabolcsi mintavételi ponton a fenti paraméterek a Fekete-vízénél egy-két, a Pécsi-vízénél három-négy osztálynyival is jobbák voltak. Megállapítható, hogy a mintavételi pontokon a fenti paramétereket a vizsgált területről betorkolló vízfolyások számottevően nem befolyásolták. Ennek oka alapvetően a Dráva és a mellékvízfolyásainak eredetbeli-, méretbeli- és vízhozam különbségére vezethető vissza. A *biokémiai oxigénigény (BOI₅)* adatai (**24/„A” melléklet 5–6. ábrák**) alapján a vizsgált időszak egészét tekintve egyértelmű javulás következett be. A legmagasabb értékek az 1970-es évek végéig az örtilosi mintavételi ponton jelentkeztek, ott némely esetben csak V. osztályú volt a víz. Az 1980-as évek közepéig mindhárom ponton „tűrhető” volt a víz minősítése, a magasabb értékek továbbra is az örtilosi ponton jelentkeztek. Ezt követően többnyire „jó”, esetenként „kiváló” volt a víz. Megállapítható, hogy az örtilosi helyett, a drávaszabolcsi szelvényben mértek nagyobb szervesanyag terheltséget. Kiugró értékek 1989, 1995, 2003 és 2005 években jelentkeztek. Az oxigénháztartás további két jellemzőjét, a *KOI_{ps}-t* és a *KOI_k-t* (**24/„A” melléklet 7–8. és 9–10. ábrák**) csak 1977-től (Örtilosnál 1994-től) mérték. A biokémiai oxigénigény változásának trendjéhez hasonlóan alakultak ezek is, egyértelmű, jelentős csökkenés tapasztalható. Amíg 1977-ben Barcsnál és Drávaszabolcsnál is „erősen szennyezett” volt a víz, addig az 1990-es évek elejére „jó”, a végétől „kiváló” lett a folyó vízminősítése mindhárom mintavételi ponton. A legkedvezőbb adatok a barcsi, a kedvezőtlenebbek többnyire a drávaszabolcsi szelvényben jelentkeztek. Kiugró 90%-os tartósságú értékek 1996, 1999, 2003 és 2005 években adódtak, minden esetben a drávaszabolcsi ponton. A **25/„A” melléklet 5–12. ábrái** alapján látható, hogy a barcsi ponton mért oxigénigényeket az örtilosi és a barcsi pontok között betorkolló vízfolyások a vizsgált időszak elején minimális, a második felében kicsit nagyobb mértékben befolyásolták. Esetenként a barcsi mintavételi ponthoz közeli Barcs-Komlódsdi-Rinyáról érkezett terhelés mutatta hatását, például 1999 és 2001 években, amelyek a már említett barcsi települési szennyvíztisztító telep elégtelen szennyvíztisztításának voltak tulajdoníthatók. Az örtilosi és a barcsi pont között a Drávába csak az 1970-es évek elejéig Barcsról történt települési szennyvízbevezetés (a szennyvíztisztító telep megépülésével a tisztított szennyvíz a Barcs-Komlódsdi-Rinyába került először) és az 1980-as évek elejéig a később közcsatornára kötött Dráva Faipari Művek révén történt közvetlen ipari szennyvíz bevezetés – azonban ezek mennyisége nem volt számottevő. A vizsgált időszak első felében így leginkább az Örtilos feletti szakaszból érkezett szervesanyag terhelések alakították az értékeket. Ez nem meglepő,

ugyanis a 6.2.2. fejezetben már elemzettekre utalva a Mura részvízgyűjtőről érkezett szennyvizek 15%-a tisztítatlan volt még 2002-ben is, így korábban ez a mennyiségi arány még magasabb lehetett. A vizsgált időszak második felében a Barcsnál már említett hatások oka egyrészt az Őrtilos felől érkezett víztömeg a 70-es évekhez képest kisebb szervesanyag terhelésnek tulajdonítható (bár a terhelések méretének megállapításánál az őrtilosnál már említett 1983-ig nem reprezentatív mintavétel hibájából fakadóan vigyázni kell), másrészt hazánkban a csatornázottság növekedésével együtt nőtt a befogadókba került, de mechanikailag és biológiailag csak részlegesen megtisztított szennyvíz mennyisége, ebből fakadóan azok terheltsége. Ez utóbbinak tulajdoníthatók a **26/„A” melléklet 3–8. ábrákból** következők is, amelyek szerint az 1990-es évektől a drávaszabolcsi vízminták, az oxigénigények értékei alapján a barcsiakhoz képest magasabb szervesanyag terheléssel bírtak. Mivel a fenti két mintavételi pont között a Drávát közvetlen szennyvízterhelés csak az 1980-as évekig érte (a 6.2. fejezetben már említettek szerint), az adatok alapján megjelent szervesanyag terhelés „csúcsok”, a Fekete-víz és a Pécsi-víz szennyezettségének tulajdoníthatók. Sajnos a mintavételi pontok kialakítása miatt a terhelések eredete egyikről vagy másiktól egyértelműen nem adható meg, csak valószínűsíthető. A trendeket tekintve valószínű, hogy a drávaszabolcsi ponton elsősorban a Pécsi-víz terheléscsökkenése mutatta a hatását. Ennek a Dráva-szakasznak a szennyezőanyag terhelése, időben, a 6.2. alfejezetben már elemzett Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységen a változásoknak megfelelően alakult. A *szaprobitási (Pantle-Buck) index (24/„A” melléklet 11–12. ábrák)* a vízben lévő holt szervesanyagok lebontásának mértékét jellemzi. Megállapítható, hogy amíg az 1980-as évek elejéig többnyire „szennyezett” volt a víz minősítése, addig az 1990-es évek közepétől már „tűrhető” lett. A legmagasabb értékek a vizsgált időszak elején Őrtilosnál, azt követően Barcsnál jelentkeztek. Az őrtilosi ponton a vizsgált területen kívülről érkezett szennyezéssel kell számolni, viszont a **25/„A” melléklet 14–16. ábrái** alapján valószínűsíthető, hogy a vizsgált időszak második felében a barcsi mintavételi ponton a barcsi szennyvíztisztító telep terhelő hatása (elsődlegesen a Barcs-Komlósi-Rinyán) másodlagosan a Dráván is megmutatkozott. A **26/„A” melléklet 11. ábrája** alapján megállapítható, hogy a drávaszabolcsi értékek többnyire a barcsiak alatt voltak, továbbá azoknál a Pécsi-vízen mérték egy-két osztálynyival magasabbak voltak. Az alacsonyabb 90%-os tartósságú értékek többnyire a drávaszabolcsi szelvényben voltak jellemzőek. A víz *összes szerves széntartalmának (TOC) értékeinél (24/„A” melléklet 13. ábra)* kiugró mérési eredmény az oxigénigényekhez hasonlóan 2005-ben jelentkezett. Megjelent egy csúcs azonban 2004-ben Őrtilosnál is, amikor feltételezhetően nem a vizsgált területről érkezett terhelés érte a folyót

vagy a kiugrás akár mérési pontatlanság is lehetett. A TOC meghatározás 2001-től történt, azóta a víz minden mintavételi ponton többnyire „jó” minősítésű volt, ezen belül azonban összességében a változás tendenciája emelkedőnek mutatkozott. A két utolsó paraméter alakulásának az oka a barcsi szelvényben, az oxigénigényeknél már tárgyaltaknak tulajdonítható. A TOC alakulás Barcsnál a **(25/„A” melléklet 13. ábra)** alapján egy-két osztálynyival végig jobb volt, mint a befolyókon mért értékek. A **26/„A” melléklet 9–10. ábrái** alapján megállapítható, hogy az összes szerves széntartalom magasabb értékei a drávaszabolcsi szelvényben a Pécsi-víztől érkezett szervesanyag terhelésnek tulajdoníthatók, amely oka az ott már tárgyalt pécsi szennyvíztisztító telep rekonstrukciós problémájából fakadt.

7.4.2 A nitrogén- és foszforháztartás paraméterei

Az ammónium–nitrogén 90%-os tartósságú értékei **(24/„B” melléklet 1–2. ábrák)** alapján megállapítható, hogy az 1970-es évek elejéig mindhárom mintavételi ponton II. osztályú volt a víz minősítése. Ezt követően az őrtilos szelvényben megemelkedtek az értékek, amelyek hatása a barcsi és a drávaszabolcsi szelvényekben is mérhető volt. Jól nyomon követhető, hogy az 1971 és 1980 közti időszak meglehetősen kedvezőtlen (III. osztályú vízminőség) észleléseket mutatott. Az 1979-es „csúcs” („szennyezett állapot”) után 1994-től az értékekben ugrásszerű csökkenés jelentkezett, majd mindhárom ponton stagnálás következett és a vízminősítés I. osztályú lett. Az ammónium–nitrogén koncentrációk tekintetében is megállapítható, hogy a vizsgált időszak elején az őrtilos, majd a második felétől többnyire a drávaszabolcsi szelvényben mérték a magasabb értékeket. Ezek a változások az oxigénháztartásnál már elemzettekkel összefüggnek, a szennyezések okai miatt. A nitrit–nitrogén 90%-os tartósságú értékei **(24/„B” melléklet 3–4. ábrák)** alapján megállapítható, hogy a víz minősítése a vizsgált időszak elején az őrtilos szelvényben többnyire „tűrhető”, a másik kettőben „jó” volt. 1982-ben jelentkezett egy erőteljes csúcs Barcsnál és azt követően is többnyire itt jelentkeztek a magasabb értékek. Kivéve az 1998-as drávaszabolcsi kiugró értéket. A 2002. évi erőteljes csúcs az Őrtilos feletti szakasról érkezett szennyezésre utal. A nitrát–nitrogén koncentrációk **(24/„B” melléklet 5–6. ábrák)** alapján megállapítható, hogy azok a drávaszabolcsi szelvényben voltak a legmagasabbak és többnyire az őrtilosiban a legalacsonyabbak. A vizsgált időszak alatt 1996-ig a változás tendenciája emelkedő volt, azóta tulajdonképpen stagnálnak az értékek, a minősítés minden mintavételi ponton „jó” volt. Az összes nitrogén értékei **(24/„B” melléklet 7–8. ábrák)** összességében

1996-ig emelkedő, aztán csökkenő tendenciát mutattak. Az értéke a három szelvényben meglehetősen együtt „mozogtak”. Az utóbbi évek csúcsaiként a már említett 1995–96, 1998 és 2003 évek adhatók meg. A nitrogénháztartás elemeinek az őrtilosi és a barcsi mintavételi pontokon, illetve a köztük a Drávába betorkolló vízfolyások releváns mintavételi pontjain az összehasonlításra a **25/„A” melléklet 1–9. ábrái** szolgálnak. Megállapítható, hogy a barcsi 90%-os tartósságú adatok többnyire együtt mozogtak, esetenként megegyeztek az őrtilosiakkal. Ennek az oka, a magyarországi szakaszon a Drávába történt közvetlen szennyvízbevezetések minimális volta és ebből fakadóan Barcsnál az Órtilos feletről érkezett terhelések jelennek meg a mintákban. Persze néhány kivételtől eltekintve, ilyen volt a 2003. évi Barcsnál magasabb ammónium–nitrogén tartalom, amely egyrészt a Rinyáról a nagyatádi települési szennyvíztisztító telep szennyezésének, másrészt a Barcs-Komlósdi-Rinyáról szintén a települési szennyvíztisztító telep terhelésének tulajdonítható. A drávai adatok azonban még így is a két felső ponton a Rinyánál (Babócsánál) többnyire egy, a Barcs-Komlósdi-Rinyánál (Barcsnál) két-osztálynyival jobbaknak bizonyultak. A dombó-csatornai értékek néhány kivételtől eltekintve azonos osztálybeliek voltak a drávaiakkal. A nitrogénháztartás paramétereinek alakulását a barcsi és a drávaszabolcsi ponton a Fekete-vízzel és a Pécsi-vízzel való összehasonlításban a **26/„A” melléklet 1–8. ábrái** szemléltetik. Megállapítható, azok koncentrációi a Fekete-vízen és a Pécsi-vízen mérteknél többnyire nagyságrendekkel kedvezőbbek voltak. A drávaszabolcsi ponton a koncentrációk alakulásában – kiemelten az 1990-es évek után – a két kisvízfolyás terhelése erőteljesebben mutatkozott. Ennek oka a 6.2. fejezetben a szennyvízkérdésnél már tárgyaltaknak tulajdonítható. Az *összes foszfor* 90%-os tartósságú értékei (**24/„B” melléklet 9–10. ábrák**) a VKI szerinti kockázatoság határértékét csak az 1980-as évek végén lépték át, akkor „szennyezett” volt a víz minősítése. Ezt követően erőteljes csökkenés következett 1993-ig („kiváló” minősítés), majd 2000-ig 150–200 µg/l közötti 90%-os tartósságú értékek adódtak, aztán további csökkenés eredményeként a vízminőség mindhárom ponton (kivéve 2004. évi Órtilos) „jó”, esetenként „kiváló” minősítésűnek adódott. Az őrtilosi magasabb érték a vizsgált területen kívülről érkezett szennyezést feltételez. Összességében többnyire a drávaszabolcsi ponton voltak a legmagasabb koncentrációk. Az *ortofoszfát–foszfor* (**24/„B” melléklet 11. és 12. ábra**) alapján az 1980-as évekig emelkedő tendencia figyelhető meg, azt követően a 90%-os tartósságú értékek alapján a víz minősítése több mint 10 évig a szelvényekben „tűrhető” volt. 1993-tól csökkentek a koncentrációk, ám a barcsi és a drávaszabolcsi szelvényben többnyire „jó” volt a víz minősítése. A legkedvezőbb adatok a 90-es évektől az őrtilosi szelvényben mutatkoztak. A foszforháztartás alakulása az őrtilosi és a

barcsi pontokon a befolyókkal való összehasonlításban a **25/„A” melléklet 10–16. ábráival** nyomon követhető. Megállapítható, hogy a drávai értékek a dombó-csatornaitól és a rinyaitól egy-két-, a barcs-komlósi-rinyaitól többnyire három-osztálynyival kedvezőbbek voltak. Az őrtilosi és a barcsi értékek többnyire együtt mozogtak, amint az már megállapítást nyert, a barcsi ponton leginkább az Őrtilos feletti szakasról érkezett terhelés mutatta a hatását. Esetenként például 1996, 1999–2001 években a Rinyák terhelése is megjelent a barcsi mintavételi ponton a vízben, elsődleges okként a barcsi, másodlagosként a nagyatádi szennyvíztisztító telep szennyezését jelezve. A **26/„A” melléklet 9–12. ábrái** alapján a barcsi és a drávaszabolcsi pontokon, a Fekete-víz és a Pécsi-víz foszforháztartásának paraméterei együtt szemlélhetők. Megállapítható, hogy a drávaszabolcsi értékekre mind a fekete-vízi, mind a pécsi-vízi terhelések valószínűleg hatást gyakoroltak, bár még így is a Drávában mért koncentrációk a Fekete-vízhez képest egy-két osztálynyival, a Pécsi-vízhez képest ezres nagyságrendnyi méretekben kedvezőbbek voltak. Az *a-Klorofill* koncentrációkból (**24/„B” melléklet 13. ábra, 25/„A” melléklet 17. ábra**) a trofitásra lehet következtetni. Az értékelés során kiemelkedő értékek 1996 és 2003 években a drávaszabolcsi szelvényben jelentkeztek. A trend tekintetében számottevő változás nem volt tapasztalható. A mezőgazdaság hatásának megjelenése a Dráva barcsi mintáiban a 6.3. alfejezet adatait is áttekintve nem volt egyértelműen várható. Ennek oka az állattartás szempontjából, hogy a Dráva közvetlen területen a releváns állattartó telepek (Rinya-mente vízgyűjtő-tervezési alegységhez tartozók) a barcsi mintavételi ponton már nem mutathatták hatásukat a telephelyek földrajzi elhelyezkedéséből fakadóan. A drávaszabolcsi mintavételi ponton vett vízminták oxigén- és tápanyagháztartásának az alakulásához a 13. melléklet táblázatában összegyűjtött állattartó telepek hatása is hozzájárult. Ezekben ugyan a 2004. évi felmérés (DDKTVF 2005) alapján mind a sertés-, mind a szarvasmarhatartás több mint 90%-ban almostrágyás volt, a többi vegyestrágyás, azonban a 2006. évi FAVI adatok alapján a higrágya tároló kapacitás több mint 90%-a, az almostrágya tároló kapacitás 8%-a műszaki védelem nélküli volt. A növénytermesztéssel kapcsolatos várható környezetterhelés értékelésére csak a megyei adatok szolgáltak, amelyekből a Rinya-mente alegység – így a Dráva barcsi mintavételi pontján a vízminőség – kedvezőbb helyzete tünt ki a Fekete-víz alegységgel – és így a drávaszabolcsi mintavételi ponton a vízminőséggel – szemben.

7.4.3 Mikrobiológiai jellemzők

A mikrobiológiai paramétereket (24/„C” melléklet 1., 2. és 3. ábra) 1994-től vizsgálták a Dráván, Őrtilosnál és Drávaszabolcsnál. A jellemzők közül a *Coliformszám*, a *Fekális Coliformszám* és a *Fekális Streptococcus* mérése történt. A Barcsi szelvényben csak 2003 és 2006 évek között volt adat, csak Coliformszámra. Ezek közül kiemelendő a 2003. évi, amikor a szennyezés okaként a 25/„C” melléklet 1–2. ábrák alapján nem valószínűsíthetők a betorkolló mellékvízfolyások terhelései, bár a Barcs-Komlódsdi-Rinyára nincs adat. A szennyezés alapokaként mégis a mellékvízfolyásokba bevezetett települési szennyvizek már említett fertőtlenítési hiányosságai adhatók meg. A Coliformszám alapján az őrtilosi szelvényben adódtak a legkedvezőbb adatok „tűrhető” minősítéssel, a 2005. évi kivételével, amikor „erősen szennyezetté” vált a víz. A drávaszabolcsi szelvényben a vizsgált időszak egészében többnyire „szennyezett”, 2001 és 2003 években „erősen szennyezett” volt a víz. A fekális szennyezésre utaló Fekális Coliformszám adatait a Fekális Streptococcus adataival együtt vizsgálva megállapítható, hogy az őrtilosi szelvényben (a vizsgált területen kívülről érkezett szennyezés okozta) 1997, 2000, 2003 és 2005 években közepes mennyiségű (azonban a 2005. évi a barcsi szelvényben is mérhető volt), a drávaszabolcsi szelvényben 1994–95-ben, 2003-ban és 2005-ben nagy mennyiségű friss fekális szennyezés történt. A 26/„C” melléklet 1–4. ábrái alapján megállapítható, hogy a két utóbbit nagyrészt a Pécsi-víztől érkezett terhelés okozta. A 2001. évi magas Coliformszám oka viszont túlnyomórészt a Fekete-víz mikrobiológiai terheltségének volt tulajdonítható. Az őrtilosi 2002. évi kiugró Fekális Streptococcus érték szintén nem a vizsgált területről érkezett fekális, azonban már lefutott szennyezésre utalt. A mikrobiológiai szennyezettség alakulásánál az alapok, a már említett fertőtlenítés léte/hiánya, megfelelősége/elégtelensége, összekapcsolva a két vizsgált vízgyűjtő-tervezési alegységről származó felszíni vizekbe bevezetett szennyvizek arányával is.

7.4.4 Szervetlen mikroszennyezők.

A fémek meghatározása 1994-től történt a Dráván, mindhárom szelvényben. A vizsgált időszakban 1996-tól a cink, a higany, a kadmium, a króm, a nikkel, az ólom és a réz 90%-os tartósságú értékei (24/„D₁” melléklet 2–8. ábrák) az I. osztály határértéke alatt maradtak, azaz „kiváló” volt a víz minősítése. 1996 előtt a higany, az ólom és a réz

koncentrációk egy kicsit magasabbak voltak (II. osztály), azonban a fenti sorból a többi alapján akkor is I. osztályú volt a víz minősítése. Az I. osztályon belül a koncentrációk változásának a trendjét tekintve megállapítható, hogy a kiugró egyszeri csúcsokat leszámítva többnyire csökkentek a nehézfémek értékei. A mintavételi pontok tekintetében többnyire Barcs adatai voltak a legkedvezőbbek, ugyanis Órtilosnál a vizsgált területen kívülről érkezett, míg Drávaszabolcsnál a Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegység területéről érkezett szennyezések hatása miatt magasabb értékeket mértek. Az említett alegységről érkezett terhelés és a drávai pontokon mért koncentrációk áttekintésére szolgálnak a **26/„D₁” melléklet 2–11. ábrái**. Az Dráván az *alumínium* 90%-os tartósságú koncentrációi (**24/„D₁” melléklet 1. ábra**) tág skálán mozogtak. Két jelentősen kiugró érték figyelhető meg, 2001 és 2003, így 2001-ben „szennyezett” volt a víz minősítése. A másik nagyobb és a több kisebb kiugró érték miatt gyakran III. osztályú volt a víz a mintavételi pontokon, egyébként többnyire „jó” minőségű. 2004-től egy kissé csökkentek az értékek, így a minősítés az I. vízminőségi osztály határán ingadozott. Mivel a Dráva közvetlen területen az Órtilos és Barcs mintavételi pontok közötti szakaszon kimondottan fémekkel kapcsolatos ipari tevékenység nem volt, azoknak a vízben való megjelenése egyrészt az Órtilos feletti nem vizsgálati területről, másrészt a betorkolló mellékvízfolyásokból származhatott. Mivel a fémek felszíni vízfolyásokban való viselkedésének nyomon követése sem egyszerű, így a mellékvízfolyásokból a Drávába kerülésük sem egyértelmű. LITHERÁTHY P. et al. (1982) szerint a nehézfémekkel szennyezett lebegő anyag a felszíni víz üledékébe kerülhet, és ott felhalmozódik. Az üledékben a nehézfém koncentráció több nagyságrenddel is meghaladhatja a vízben található értéket. Ebből fakadóan a Dráva fémszennyezését tekintve messzemenő következtetések nem vonhatók le, így csak néhány egyértelműnek tűnő példát említek a **25/„D₁” melléklet 1–8. ábrái** alapján. Az alumínium, a cink, a higany, a króm és az ólom koncentrációk értékei a barcsi ponton többnyire az órtilosiaknak megfelelően alakultak. A Barcsnál mért, többnyire az órtilosinál magasabb réz koncentrációk a Dráva közvetlen terület mezőgazdasági tevékenységeinek kemizálásából eredeztethető. Az órtilosinál gyakran magasabb kadmium és nikkel koncentrációk (és persze a többi fém) oka esetleg még a Bolhónál és Vízvárnál lévő nagy kockázatú hulladéklerakóknál kereshető, amelyek nagy kockázata elsősorban a szennyezőanyagok talajvízbe való kerülése kapcsán kiemelendő, azonban a Drávához is közel vannak.

7.4.5 Szerves mikroszennyezők

A fenolok értékei (24/„D₂” melléklet 1–2. ábrák) összességében csökkenő tendenciát mutattak. Az 1960-as évek végén még „erősen szennyezett”, aztán az 1970-es évek közepéig minden mintavételi pontnál többnyire „szennyezett”, majd 2002-ig „tűrhető”, aztán „jó” volt a víz minősítése. A mintavételi pontokat tekintve az értékek többnyire együtt mozogtak, és leggyakrabban az örtilosi pontnál mérték a legalacsonyabb értékeket. A 25/„D₂” melléklet 1–2. ábrái alapján látható, hogy az örtilosi és a barcsi mintavételi pontokon az értékek többnyire a közöttük lévő szakaszon betorkolló vízfolyások értékei alatt voltak. A barcsi „csúcsok” alakulása gyakran a babócsaival megegyező volt, ebből és az utóbbi okából fakadóan az ott már tárgyalt szénhidrogén bányászat tehető felelőssé. A 6.4. térképen jól látszik, hogy a barcsi mintavételi pont előtt, a Dráva mellett is szénhidrogén bányászati tevékenység folyt. Az örtilosi magasabb értékek is, egyrészt a térképen jól láthatóan a mintavételi ponttól északra lévő szénhidrogén bányászat szennyezésének is tulajdoníthatók, másrészt a mintavételi pont feletti folyószakaszról érkezett egyéb antropogén tevékenységek szennyezéseinek. A Dráva három mintavételi pontját tekintve kiemelendő csúcsok 1970-, 1994-ben a drávaszabolcsi pontokon jelentkeztek. A 26/„D₂” melléklet 1–2. ábrái alapján valószínűsíthető, hogy ezek oka a Pécsi-víz szennyezésének volt tulajdonítható. Az anioaktív detergensnek 90%-os tartósságú értékei (24/„D₂” melléklet 3–4. ábrák) alapján megállapítható, hogy 1985-ig néhány csúcstól (III. osztály) eltekintve (főleg az örtilosi ponton) többnyire II. osztályú volt a víz minősítése, aztán a települési szennyvizek megfelelőbb kezelésének, a csatornázottság növekedésének köszönhetően a jelentősebb javulás 1995–96-tól volt tapasztalható, minden szelvény I. osztályú minősítést kapott e tekintetben. A 25/„D₂” melléklet 3–4. ábrái alapján látható, hogy a barcsi értékek többnyire az örtilosiaknak megfelelően alakultak, vagyis a barcsi pont értékeit számottevően, nem a vizsgált területről érkezett terhelés alakította. A 26/„D₂” melléklet 3–4. ábrái alapján megállapítható, hogy a drávaszabolcsi értékek a Fekete-vízével nagyságrendileg megegyeztek, viszont a Pécsi-víznél többnyire három-négy-osztálynyival kedvezőbbek voltak. Ebből fakadóan annak értékeire a két vízfolyás is hatást gyakorolt, az eleve Barcs felől érkezett szennyezések mellett. A kőolaj és termékei paraméter adatai (24/„D₂” melléklet 5–6. ábrák) nem túl szép képet mutattak. A vizsgált időszakban (ez esetben 1975–) a kőolaj és termékeinek koncentrációja néhány évtől eltekintve jóval meghaladta az V. osztály vízminőségi határértékét (250 µg/l), így a Dráva 1990-ig a barcsi és a drávaszabolcsi ponton (Örtilosnál nem volt adat) „erősen szennyezettnek” volt tekinthető. Csak néhány példát említve, Barcsnál 1976–77-ben, Drávaszabolcsnál 1979-80-ban több mint

2,5-szeresei voltak az értékek az V. osztály határértékének. A folyót ért kisebb terhelések következtében jelentősebb javulás az 1996 utáni évekre tehető, azonban a víz mindhárom szelvényben még akkor is „tűrhető víz” volt és csak 2004. után csökkentek az értékek a II. osztály határértéke alá. Mivel Órtilosnál 1994 után voltak újra mérések, azok eredményeiből megállapítható, hogy szennyezés például 1995, 2000 és 2002 években a vizsgált területen kívülről is érkezett. A *25/„D₂” melléklet 5–6. ábráin* is látható, hogy a Dráva órtilosi és barcsi mintavételi pontjain a betorkolló vízfolyások terheléseihez képest jóval kisebb volt a kőolaj és termékeinek szennyezése. A barcsi ponton az olajszenyezés az Órtilos felettről és a befolyókról érkezett mellett, a már említett szénhidrogén kitermelésnek, továbbá a mederanyag kitermelés közben való szennyezésnek főképpen Heresznye és Barcs térségében (6.5.3. fejezetben említettekből fakadóan), illetve az 1970-es évek közepétől újra elindult drávai hajózásnak tulajdonítható. A *26/„D₂” melléklet 5–6. ábrái* alapján megállapítható, hogy a Pécsi-víz kőolajjal és termékeivel való terhelése esetenként érezte a hatását a Dráva drávaszabolcsi mintavételi pontján is. Összességében viszont, a kőolaj és termékei paraméter már többször említett analitikai problémáira hivatkozva, a Dráva valós szennyezettsége e tekintetben a mért és a minősítést adó koncentrációknál valószínűleg alacsonyabb volt.

7.4.6 Radioaktív anyagok

A Drávában 1994-től vizsgálták az *összes β -aktivitást (24/„D₄” melléklet 1. ábra)*, e tekintetben minden mintavételi helyen végig „kiváló” volt a víz minősítése, ezen belül a változás trendje lassan emelkedő. A legkedvezőbb helyzet többnyire az órtilosi mintavételi ponton volt, ott az egyedüli magasabb érték 2000-ben jelentkezett. Barcsnál 1996, 2001–2004 években mértek magasabb értékeket. A drávaszabolcsi adatok közül a 2000–2001 évek voltak a többinél magasabbak. Az utóbbiak a *26/„D₄” melléklet 1. ábra* alapján a Pécsi-vízről érkezett szennyezésnek tulajdoníthatók.

7.4.7 Egyéb jellemzők

A *pH* értékei (*24/„E” melléklet 1–2. ábrák*) alapján a víz a mintavételi pontokon 1970-ig „kiváló” volt, aztán többnyire „jó”. A *25/„E” melléklet 1. ábra* alapján a barcsi értékekre a mintavételi pont felett betorkolló vízfolyások számottevő hatást nem gyakoroltak. A lúgos kémhatás irányába való eltolódás leginkább a drávaszabolcsi ponton jelentkezett. A *fajlagos vezetés (24/„E” melléklet 3–4. ábrák)* adatai mindegyik mérőpontnál alacsony összes

sótartalomra utáltak. Kiugró érték 1986-ban Barcsnál és Drávaszabolcsnál voltak (ekkor Őrtiloshoz nem volt adat). Ettől (II. osztály) eltekintve azonban „kiváló” volt a víz minősítése. A **25/„E” melléklet 2. ábrája** alapján a barcsi csúcs a Rinyáról érkezett nagyobb sóterhelésnek tulajdonítható, a cérnagyár kapcsán, bár a Barcs-Komlósi-Rinyán nem volt akkor még mérés, nem kizárható az arról érkezett szennyezés megjelenése sem. Az őrtilosi és a barcsi adatok többnyire együtt mozogtak, azoknál a drávaszabolcsi 90%-os tartósságú értékek mindig magasabbaknak adódtak. A **26/„E” melléklet 2. ábrája** alapján megállapítható, hogy az 1986-os drávaszabolcsi magasabb érték akár a Fekete-víz, akár a Pécsi-víz nagyobb terhelésének tulajdonítható, azok mintavételi pontjain mért adatok alapján. A folyó *oldott vas* tartalmát (**24/„E” melléklet 5–6. ábrák**) tekintve a meglévő adatok alapján 1995–96-ig a víz „tűrhető”, esetenként 1980 és 1988 között „szennyezett” volt. 1996 után minden mintavételi ponton I. osztályú volt a víz, kivéve 2005-ben Drávaszabolcsnál, amikor ott újra „tűrhető” lett a víz. A *mangán* 90%-os tartósságú koncentrációi (**24/„E” melléklet 7–8. ábrák**) hasonló képet mutatnak a három mérőponton. A trendvonalak alakja a vasnál megjelentekhez hasonlít. 1975-ig erőteljes koncentrációnövekedés volt (I.-ből IV. osztályba sorolás) a jellegzetes, majd jelentős és tartós javulás 1994 után volt megfigyelhető. Ezt követően néhány csúcstól (II. osztály: 1995-Őrtilos, 1999-Barcs, 2002-Drávaszabolcs) eltekintve „kiváló” volt a víz minősítése. A **25/„E” melléklet 3–5. ábrái** alapján a meglévő adatok arra engednek következtetni, hogy a vizsgált időszak elején mind az oldott vas, mind az oldott mangán tartalom a barcsi mintavételi szelvényben többnyire az őrtilosinak megfelelően alakult. A későbbiekben azonban a befolyók ilyen irányú szennyezettsége megmutatkozott a Dráván is. A **26/„E” melléklet 3–6. ábrái** szerint a drávaszabolcsi ponton a víz oldott vas és mangán koncentrációjának a barcsihoz képest történő emelkedése többnyire a Fekete-víz és a Pécsi-víz mintavételi pontjain alakultakkal együtt változott, kivéve a 2005. évi magasabb oldott vas koncentrációt, amikor azt, magát a folyót ért terhelés okozhatta. Az összes sótartalom alacsony értékéből fakadóan az ionok külön-külön mért koncentrációi sem voltak magasak, sőt a Duna, Tisza összehasonlításában inkább alacsonyak minden mintavételi ponton. Ez, a **25/„E” melléklet 8–15. és 26/„E” melléklet 8., 11–17. ábrái** alapján az őrtilosi és a drávaszabolcsi mintavételi pontok között betorkolló vizsgált vízfolyásokkal összehasonlítva is elmondható. Megállapítható továbbá, hogy azok iontartalma néhány, az összes sótartalomnál már említett kivételtől eltekintve számottevően nem befolyásolta a Dráva értékeit a mintavételi pontokon. Az ionkoncentrációk változásának a trendje a vizsgált időszak alatt összességében stagnáló volt. A *nátriumion* 90%-os tartósságú értékeinek (**24/„E” melléklet 9–10. ábrák**) változása a mintavételi pontokon összességében emelkedő

tendenciát mutatott, azonban még így is az értékek többnyire csak 8,0–13,0 mg/l között változtak. Ezen belül kiemelendő csúcs volt 2002, amikor valószínűleg a vizsgált területen kívülről és a 2005. évi, amikor a Barcs és Drávaszabolcs mintavételi pontok közötti befolyókból érkezett a terhelés. A *káliumion* értékei (24/„E” *melléklet 11–12. ábrák*) 1980-ig 1,6–2,8 mg/l közöttiek voltak, majd emelkedés következtében a mérőpontokon többnyire megkétszereződtek, egészen 1995-ig, azt követően újra a vizsgált időszak elején mértekre estek vissza. Az értékek közül a barcsiak bizonyultak a legalacsonyabbaknak. A *kalciumion* értékei (24/„E” *melléklet 13–14. ábrák*) a vizsgált időszak alatt 48,0–64,0 mg/l között mozogtak, a változás tendenciája összességében stagnáló volt. Az értékek közül a drávaszabolcsiak bizonyultak a legmagasabbaknak. A *magnéziumion* értékei (24/„E” *melléklet 15–16. ábrák*) a vizsgált időszak alatt többnyire 12,0–25,0 mg/l közöttiek voltak, a változás tendenciája összességében stagnáló volt. Az értékek közül a kalciumionéhoz hasonlóan a drávaszabolcsiak voltak a legmagasabbak, itt jelentkezett kiugró érték is, 1994-ben. Az *összes keménység* 90%-os tartósságú értékei (24/„E” *melléklet 21–22. ábrák*) alapján, a mintavételi pontokon a víz többnyire közepesen keménynek bizonyult. Az értékek többnyire 100,0–130,0 mg CaO/l között mozogtak, a változások tendenciája a kalcium- és magnéziumionokéhoz hasonló volt. Többnyire a drávaszabolcsi pontokon adódtak a legmagasabb értékek. A *hidrogén-karbonátion* értékeinek változásai (24/„E” *melléklet 23–24. ábrák*) a vizsgált időszakban minden mintavételi ponton stagnáltak, a legmagasabb értékek szintén a drávaszabolcsi, a legalacsonyabbak az örtilosi szelvényben mutatkoztak meg. A *szulfátion* (24/„E” *melléklet 17–18. ábrák*) koncentrációinak változása a vizsgált időszak alatt összességében stagnáló volt, az értékek 37,0–60,0 mg/l között mozogtak, bár az időszak középső szakaszán az örtilosi pontról nincsenek adatok, az ábrák alapján valószínű, hogy gyakori a vizsgált területen kívülről érkezett szulfáatterhelés. A *kloridion* értékeinek változása (24/„E” *melléklet 19–20. ábrák*) az 1990-es évekig emelkedő, azt követően lassan csökkenő, majd 1996 után stagnáló tendenciát mutatott. Az értékek az 1970-es évek elején 9,0–13,0 mg/l közöttiek voltak, majd 1994-ig közel annak a kétszeresei, az utolsó 10 évben 13,0–19,0 mg/l közöttieknek adódtak. Az *összes lebegő anyag* (24/„E” *melléklet 25–26. ábrák*) tartalom értékei az 1980-as évek elejétől jól kivehetően csökkentek és 1994-től a vizsgált időszak eleji értékeknek felére, harmadára csökkentek, így aztán 15–63 mg/l között mozogtak. A csúcsok tekintetében kiemelendők az 1972., 1979. évek Drávaszabolcsnál, továbbá az 1998. és 2005. évek Örtilosnál. Az előbbieket a vizsgált területről, az utóbbiakat azon kívülről érkezett terhelések okozták. A 25/„E” *melléklet 7. ábrája* alapján megállapítható, hogy a barcsi értékek többnyire együtt mozogtak az örtilosiakkal (bár az

utóbbin nem túl sok mérés volt), illetve az értékek nagyságrendje többnyire a Rinya babócsai szelvényében mértekkel volt azonos. A **26/„E” melléklet 9–10. ábrája** szerint a drávaszabolcsi értékeket leginkább a Pécsi-víztől érkezett terhelés emelte a barcsi értékek fölé. Az *összes oldott anyag* értékei (**24/„E” melléklet 27. ábra**) is a többi nagyobb vízfolyáshoz képest alacsonyabbnak bizonyultak, 180–330 mg/l között mozogtak a vizsgált időszakban. A változás tendenciája az 1980-as évek elejéig emelkedő, aztán csökkenő lett és az értékek az 1990-es évek végére, az 1960-as évek végén mértekre estek vissza. Mivel az Őrtilosi ponton csak néhány ezirányú mérés volt és a főbb befolyók adatai is hiányosak voltak, a barcsi értékek oka nehezen adható meg. Mindenesetre a **25/„E” melléklet 6. ábrája** alapján megállapítható, hogy azok mind a Rinyákénál, mind a Dombó-csatornáénál jóval (50–200 mg/l-el) alacsonyabbak voltak és mivel a befolyókon a változás trendje nem egyezett meg a barcsiéval, valószínű, hogy annak értékeit inkább az Őrtilos feletti terhelések határozták meg. A **26/„E” melléklet 7. ábrája** alapján a drávaszabolcsi értékeket a Pécsi-víztől és a Fekete-víztől (a mintavételi pontok értékei alapján) érkezett terhelések számottevően nem befolyásolták.

8 KUTATÁSI EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA

A disszertáció felépítése a célkitűzésekben leírtaknak megfelelően történt. Az 1. és a 2. pont kidolgozása alapja lett a további pontoknak, így az azokkal releváns részek logikailag az eredmények összefoglalásának végére kerültek. A 3. pont kidolgozása során kapott eredmények konkrétan a vízfolyások vízminőségével foglalkozó fejezetben kerültek szintézisre. Ebből és a disszertáció terjedelmi határaiból fakadóan ezek eredményei ebben a fejezetben nem kerülnek külön kiemelésre. Megjegyezném viszont, hogy ez a 3. pont akár mint egy külön tanulmány is megállja helyét és alapot ad a Víz Keretirányelv kapcsán a vízgyűjtő-gazdálkodási terv elkészítésben a szennyezőforrások és hatásainak újabb felméréséhez/aktualizálásához (hiszen az általam feldolgozott utolsó adatok 2005–2006 éviéek voltak). A fentiekből fakadóan a következőkben a vizsgált vízfolyások és a vizsgálatokból nyert tapasztalatok kerülnek rövid összegzésre.

8.1 ANTROPOGÉN TEVÉKENYSÉGEK HATÁSAINAK MEGJELENÉSE A VÍZFOLYÁSOK VÍZMINŐSÉGÉBEN

Dombó-csatorna

- A *Dombó-csatorna* 1988-tól került a mintázandó vízfolyások közé, mintavételi helyként *Somogyudvarhelyet* jelölték ki, amely a vizsgált időszak végéig megmaradt. A kezdeti kevés mintaszám miatt csak 1997 után volt lehetőség a 90%-os tartósságú koncentrációk értékelésére. A *Zsdála-patakon* csak 1989 és 1994 között történt mérés, az is kevés mintaszámmal, így az antropogén hatásoknak a vízfolyás kémiai állapotában való megjelenését illetően minimális következtetést lehetett levonni. Mindez annak tulajdonítható, hogy egyrészt a patak mentén az országhatár jellegéből fakadóan kommunális és ipari tevékenység nem volt, másrészt a mintavételi pontot a Dombó-csatorna betorkollása után közvetlenül helyezték el, így tulajdonképpen a vízfolyás kémiai paraméterei többnyire a csatorna állapotát tükrözték.
- Az *oxigénháztartást* jellemző paraméterek értékeinek változására a részvízgyűjtőn tényleges szennyező pontforrás a **csurgói települési szennyvíztisztító telep** és a **Csurgói Sajtüzem** volt. Jelentős szervesanyag terhelés 1989-ben jelentkezett az értékekben. A Sajtüzem szennyvizének hatása a vízfolyásra (elsődlegesen a Márjás-patakra) azonban csak a vizsgált időszak elején mutatkozott, ugyanis az üzem az 1990-es évek elején megszűnt, korábban viszont itt nem volt mintázás. További szennyezőforrások a többnyire Berzencéhez

és Csurgóhoz köthető kisebb üzemi szennyvíztisztítók és szikkasztók – az általuk kibocsátott szennyvíz mennyiség nagyságrendileg eltörpült a fentiek mellett –, illetve a csurgói szippantott szennyvízürítő hely és kezelő telep voltak. A fentiek mellett az oxigénháztartás alakulására jelentősebb befolyásoló hatással **a csurgói, a berzencei és a somogyudvarhelyi állattartó telepek** bírtak – főképpen az 1990-es évek elejéig. Az állattartás technológiájának váltásából adódóan csökkent a vízfolyásokra veszélyes hígtrágya kibocsátás mennyisége, viszont a megfelelő **műszaki védelemmel rendelkező trágyatárolók hiánya** továbbra is gyakori probléma maradt – 2006. évi állapot alapján, a részvízgyűjtőn a hígtrágyatároló kapacitás 78%-a nem rendelkezett műszaki védelemmel. Mindezek miatt a biokémiai oxigénigény átlagkoncentrációi az 1990-es évek elején II.–V. osztályok határértékei között mozogtak, majd az I. osztály határértéke alá csökkentek. A kémiai oxigénigények átlagkoncentrációi többnyire a „tűrhető víz” minősítése tartományában voltak 1999-ig, majd javulás következett a víz minőségében, azonban a csurgói szennyvíztisztító telep nem megfelelő működése következtében – a rekonstrukció és bővítés folyamatában és a nem kellően előtisztított ipari szennyvizek bevezetésének a hatására – újra jelentősen megnőtt a víz szervesanyag terhelése, és ez az oxigénháztartás paramétereinek alakulásában is nyomon követhető volt. 2000-től az oxigénháztartás egészét tekintve III–IV. osztályú volt a víz minősítése.

- A **tápanyagháztartás** paramétereinek a változására a **felt említett létesítmények és tevékenységek** mellett a részvízgyűjtőre jellemző földhasználatból fakadóan a műtrágyázás is hatást gyakorolt, bár **a paraméterek változásának trendje elsősorban a csurgói szennyvíztisztító működésének „programját” mutatta**. Emellett azonban az 1997. évi magasabb tápanyagterhelést mutató értékek alapján előfordulhat/valószínű, hogy a **somogyudvarhelyi sertéstelep** akkor műszaki védelemmel nem rendelkezett **trágyatárolói** kapcsán történhetett szennyezés. 2000-től a tápanyagháztartás egészét tekintve III–IV. osztályú volt a víz minősítése.

- A **szervetlen mikroszennyezők**, azaz a fémek átlagkoncentrációinak alakulására a vizsgált időszak első felében potenciális szennyező forrás egy **csurgói kisebb galvanizáló üzem**, illetve a teljes időszakban a nagy kockázatú, szigeteléssel nem rendelkező **porrogi és a berzencei hulladéklerakók** csurgalékvizei voltak. Ezek mellett, mivel a területen **több mezőgazdasági telephely – gépszerelő műhely, festékszóró részleg** – is volt, nem kizárható az azokon folyó tevékenységek terhelése sem a vízfolyások fémszennyezőinek alakulására. A magasabb (II. osztályhatár feletti) rézkoncentrációk **növényvédőszer**ekből is származhattak. A nehézfémek átlagkoncentrációi azonban a vizsgált időszakon belül jóval az I. osztály határértéke alatt maradtak. A szervetlen mikroszennyezők esetében minden évben az

alumínium mennyisége volt az osztályhatározó, amelynek koncentrációja többnyire a II. és a III. osztályhatár között mozgott, a tevékenységekből fakadóan nem valószínű, hogy antropogén eredetű.

- A **szerves mikroszennyezők** esetében a kőolaj és termékei, néha a fenolok voltak az osztályhatározók. A **kőolaj és termékeinek** átlagkoncentrációi többnyire a II. és III. osztály határértékei között mozogtak, de a 90-es évek elejéig nem volt ritka az „erősen szennyezett víz” osztályhatárának elérése sem. A szennyezések eredetei egyrészt a **mezőgazdasági géphasználatok, a meglehetősen sok gyűjtő, tároló létesítményből** származott véletlenszerű/gondatlanságból bekövetkezett **haváriák**, másrészt a **szénhidrogén kutatás/bányászat során való elfolyások** – inkább az időszak elején –, melyből esetleg fenol is származhatott (az öblítőközeg révén), harmadrészt a **gyékényesi kavicsbányászat során a gépek meghibásodásából és a szállítás** során felmerült problémák lehettek. Bár nincsenek erre vonatkozó adatok, a **csapadékkal a felszínről lefolyó diffúz terhelés** is hatással lehetett a kőolaj és termékeinek koncentráció változására. A fentiek mellett a kutatási módszereknél említett **analitikai problémák is szerepet játszhattak** a koncentrációk alakulásában. A vízfolyások valós szennyezése a mért értékeknél alacsonyabb lehetett. 2000-től a mikroszennyezők egészét tekintve III–IV. osztályú volt a víz minősítése. 2006. évi adatok alapján a részvízgyűjtőn minden gyűjtő, tároló létesítmény a kőolajszármazékokkal összefüggő volt.

- Az **egyéb jellemzők** tekintetében az osztályhatározó többnyire a **mangán-, valamint a vaskoncentráció** volt. Mindkettő oka az **elégtelen ivóvíz-előkészítésnek** (mangántalanítás, vastalanítás) tulajdonítható, továbbá a mangán nagyobb koncentrációja, mivel rétegvíz eredetű, a már említett **szénhidrogén kutatás/bányászat során korábban kiemelt, majd elszikkasztott/elfolyt rétegvízhez** is kapcsolható. A mangán átlagkoncentrációi többnyire III.–V. osztály közöttiek voltak. 2000-től az egyéb jellemzők egészét tekintve IV.–V. osztályú volt a víz minősítése.

Rinya

- A *Rinya* 1968-tól került mintázandó vízfolyások közé *Babócsa és Nagyatád mintavételi helyekkel*, azonban csak Babócsánál volt minden évben mérés. A mintaszámok alapján lehetőség volt a 90%-os tartósságú koncentrációk értékelésére mindkét mintavételi ponton, mivel azonban a nagyatádin (lokális mintavételi hely) csak időszakonként volt mintavétel, ez az antropogén hatások tüzetesebb vizsgálatát meglehetősen megnehezítette,

ugyanis a részvízgyűjtő tényleges szennyező forrásai éppen a mintavételi pont feletti szakasz mellett voltak. A Rinya mellékágain (Taranyi, Szabási, Lábodi) nem voltak mintavételi pontok, így az azokat vagy azok mellékágait terhelő szennyező források hatása csak valószínűsíthető volt a kibocsátási, szennyvízbírsági, stb. adatok figyelembe vétele révén.

- Az **oxigénháztartást** jellemző paraméterek értékeinek változására a részvízgyűjtőn tényleges szennyező pontforrást a nagyatádi kommunális szennyvíztisztító telep, a Nagyatádi Cérnagyár és az 1990-es évek elejéig a Nagyatádi Konzervgyár jelentett, igaz később közcsatornára kötött, a szennyvízelvezetése nem volt problémamentes. Ezek mellett a mellékágak pontszennyezői az 1990-es évek elejétől a Segesdi Szociális Otthon, a 2000-es évek elejétől a böhönyei és a somogyszobi települési szennyvíztisztító telepek és ipari szennyezőként a Lábodi Húsüzem. Az előbbieket által kibocsátott szennyvízmennyiség eltörpült a kiemelt nagyobb kibocsátók mellett, így azok hatása is csak valószínűsíthető volt. A települési és az ipari kibocsátások a Pécsi-víz részvízgyűjtő mellett a Rinya részvízgyűjtőn azon belül Nagyatáddal összefüggésben domináltak. A települési és intézményi szennyvízkibocsátások tekintetében 5–12%-ban, az ipari kibocsátások 7–17%-ában jelent meg a részvízgyűjtő a vizsgált területen. A fentiek mellett az oxigénháztartás alakulására jelentősebb befolyásoló hatással a Rinyák mellett **számos telephelyen megvalósult állami gazdaságok és mezőgazdasági termelészövetkezetek intenzív nagyüzemi állattartása** bírt. Megállapítható, hogy ezek hatása többnyire először a nagyatádi mintavételi ponton jelentkezett. Az állattartás technológiájának váltásából (kivéve a segesdi, itt vegyestartás lett) fakadóan csökkent a vízfolyásokra veszélyes hígtrágya kibocsátás mennyisége, viszont a megfelelő **műszaki védelemmel rendelkező trágyatárolók hiánya** továbbra is gyakori probléma maradt a részvízgyűjtőn. Összességében **a jól kivehető hatásokat a nagyatádi települési szennyvíztisztító telephez, a konzervgyárhoz és a cérnagyárhoz lehetett rendelni.** A települési szennyvíztisztító telepen (1990-től a konzervgyár szennyvizével együtt) végig csak mechanikai és biológiai részleges tisztítás volt, a vizsgált időszakban szinte kivétel nélkül végig bírságolt létesítmény volt. A csúcsok tekintetében kiemelendő az 1997. évi, amikor a terhelés a Nagyatádi Konzervgyár rendkívüli szennyezéséből adódott. A fentiekből fakadóan az oxigénháztartás paramétereinek koncentrációi Babócsánál 1990-es évek elejéig többnyire a II. osztály határértékei felett voltak, majd az alá csökkentek, így néhány csúcsot kivéve mindegyiknél II. osztályú volt a víz minősítése. Nagyatádnál viszont a koncentrációk többnyire végig „szennyezett víz”, „erősen szennyezett víz” tartományában voltak. 2000-től az oxigénháztartás egészét tekintve Nagyatádnál V., Babócsánál III.–V. osztályú volt a víz minősítése.

- A **tápanyagháztartás** paramétereinek a változására **a fent említett létesítmények és tevékenységek mellett** a részvízgyűjtőre nagyobb részben jellemző földhasználat miatt a **műtrágyázás** is hatást gyakorolt valamilyen formában. A műtrágyatárolás megoldatlanságából/gondatlanságából bekövetkezett **haváriára** lehetett gondolni például Babócsánál **1971-ben**, amikor 69,00 mg/l volt a 90%-os tartósságú érték. Ez az „erősen szennyezett” víz határértékének közel a 2,5-szerese volt, továbbá, mivel **a Rinya forráságain a tározók és halastavak** többnyire feliszapolódott állapotban vannak, a nem megfelelő üzemeltetéssel **„tápanyagbombát” jelentettek/jelenthetnek** a felszíni vízfolyások tápanyagháztartására. A tápanyagháztartás paramétereinek kapcsán többnyire az osztályhatározó mindkét mintavételi ponton az ammónium–nitrogén (1994-ig többnyire: Nagyatádnál – V., Babócsánál – IV. osztály; utána: Nagyatádnál – III.–V., Babócsánál – II–III.) és az összes foszfor (Nagyatádnál – V., Babócsánál – III.–IV. osztály) (1994. előtt az ortofoszfát–foszfor) volt. 2000-től a tápanyagháztartás egészét tekintve Nagyatádnál V., Babócsánál III.–IV. osztályú volt a víz minősítése.

- A **mikrobiológiai jellemzőkre** Babócsánál történt csak *Coliformszám* meghatározás. A víz többnyire „tűrhető” minősítésű volt, azonban 1996-ban és 2005-ben átlépett a „szennyezett” kategóriába. A fentiekből fakadóan fő okként **a nagyatádi szennyvíztisztító telep települési szennyvizének szennyezése** (a (rész)vízgyűjtő Somogy megyei vizsgált területén az ÁNTSZ nem rendeli el a kötelező fertőtlenítést, következésképpen nem történik fertőtlenítés) és **a felsőbb szakasz állattartó telepeiről a vízfolyásokba került állati trágya szennyezése** adható meg.

- A **szervetlen mikroszennyezők**, azaz a fémek átlagkoncentrációinak alakulására – a vizsgált időszak első felében – **potenciális szennyező forrás a segesdi tüzhorganyzó üzem (korábban gépipari üzem, Ferrokov)**, illetve a teljes időszakban a **nagy kockázatú, szigeteléssel nem rendelkező, vízfolyásokhoz közeli görgetegi, taranyi, somogyszobi és közvetlen a Rinya mellett a háromfai hulladéklerakók csurgalékvizei** voltak. Ezek mellett a Dombó-csatornánál már említett számos mezőgazdasági telephelyen feltárt hiányosságok és tevékenységek is szennyezésekhez vezethettek. **Böhönyénél és Segesden növényvédőszer raktár** is működött. A nehézfémek közül a higany és a réz átlagkoncentrációi voltak magasabbak (1994-ben II. osztály) az I. osztályon belül, ez növényvédőszer szennyezéshez is köthető, továbbá kiemelendő volt 2002-ben a króm (IV. osztály), amikor valószínű, hogy egyszeri szennyezés történt. Egyéb években és a többi nehézfém koncentrációi alapján „kiváló” volt a víz, így a szervetlen mikroszennyezők esetében általában az alumínium

menyisége volt az osztályhatározó, amelynek koncentrációja alapján a víz II.–III. osztályú minősítést kapott.

- A **szerves mikroszennyezők** esetében a **kőolaj és termékei**, néha a fenolok voltak itt is **az osztályhatározók**. A kőolaj és termékeinek koncentrációi Nagyatádnál 1998-ig többnyire az V. osztály, azt követően a IV. osztályban mozogtak. Babócsánál a trend egyenesen csökkenő volt, az 1989. évi V. osztályról 2006-ra III. osztályig. Az említett **analitikai problémák** miatt azonban a vízfolyás valódi szennyezettsége a mértnél valamivel alacsonyabb lehetett. A fenolok értékei alapján többnyire III. osztályba volt sorolható a víz, azonban 2000-ig gyakran átlépett a IV. osztályba. A fenolok és a kőolajtermékek vízfolyásba kerülésének okai tulajdonképpen a **Dombó-csatornánál elemzett alapokokkal** indokolhatók, valamint a részvízgyűjtő minden nagyobb településén számos kőolajszármazékkal kapcsolatos **gyűjtő, tároló létesítmény** volt. 2000-től, a mikroszennyezők egészét tekintve Nagyatádnál IV.–V., Babócsánál III.–IV. osztályú volt a víz minősítése.

- Az **egyéb jellemzők** tekintetében az **osztályhatározó többnyire a mangánkoncentráció volt, másodikként a fajlagos vezeték**. Az előbbi oka a Dombó-csatornánál már említettekkel megegyező volt. A mangán átlagkoncentrációi Babócsánál voltak magasabbak, többnyire „szennyezett” volt a víz, Nagyatádnál az 1980-as években az I. osztálytól emelkedett, majd szintén IV. osztályú lett. A **fajlagos vezeték** az összes sótartalomra utal, ez alapján Babócsánál többnyire II., Nagyatádnál IV. osztályú volt a víz. A terhelés **okaként a cérnagyár és a termálfürdők használt vizeinek a felszíni befogadóba való bevezetése** határozható meg. **Nagyatádon továbbá, kommunális melegvízként termálvizet** használnak, mely **használtvízként megjelenik a települési szennyvíztisztító telepen**, majd onnan a **befogadóba** vezetve szintén **növeli annak sótartalmát**. Mindezekből fakadóan magasabbak voltak a releváns ionkoncentrációk is, továbbá a **pH** emelendő ki Nagyatádnál – szintén a **cérnagyár kapcsán** –, mert a víz V. osztályú lúgos kémhatású volt nemcsak az 1970-es években, hanem a vizsgált időszak végén is.

Barcs-Komlódsdi-Rinya

- A *Barcs-Komlódsdi-Rinya* 1990-től került a mintázandó vízfolyások közé, *Barcs, szennyvíztisztító telep alatti mintavételi hely*el. A mintaszámok alapján lehetőség volt a 90%-os tartósságú koncentrációk értékelésére.

- Az **oxigénháztartást** jellemző paraméterek értékeinek változására a Barcs-Komlódsdi-Rinyán tényleges szennyezőforrás a **barcsi települési szennyvíztisztító telep** volt,

mellékágán **1992-től a somogytarnócai kisebb települési szennyvíztisztító telep**. Ezek mellett, jelentősebb befolyásoló hatással a rendkívüli hígrágya szennyezésekkel több alkalommal kapcsolatba hozott **Alsógyörgyös-pusztai és Viktorpusztai állattartó telepek** bírtak. Visszatérve a barcsi települési szennyvíztisztító telepen a vizsgált időszakban mechanikai és biológiai részleges tisztítás volt, a folyamatos üzemelési és kapacitásbeli problémák miatt a szennyvíztisztítás többnyire elégtelennek bizonyult. A somogytarnócai telepről úgyszintén nem megfelelő tisztítottságú szennyvíz távozott. A vizsgált időszakban kivétel nélkül szinte végig bírságolt létesítmény volt. **Lakossági illegális szennyvízterhelés is valószínűsíthető, koncentrált és diffúz formában is**. A fentiek következtében kiugró (V. osztályú víz) oxigénigényeket mértek 1990, 2000–01 években, azonban a többi komponensben is a víz túlnyomórészt III.–V. osztályú volt. **2003-ban az ábrákon erőteljes javulás látható, azonban ez nem a telepek tisztítási hatékonyságának a növekedését jelentette, hanem megépült az új szennyvíztisztító telep Barcson, és onnan a tisztított szennyvizet nem ebbe a vízfolyásba, hanem a Zimona-patakba vezetik.**

- A **tápanyagháztartás** paramétereinek a változására a **fent említett létesítmények és tevékenységek** mellett a részvízgyűjtő nagyobb részére jellemző földhasználatból fakadóan a **műtrágyázás is** hatást gyakorolt valamilyen formában. A tápanyagháztartás tekintetében a mezőgazdaság terén **mégis a fent már említett állattartó telepek jelentették a nagyobb kockázatot**. A tápanyagháztartás paraméterei kapcsán az osztályhatározó többnyire az ammónium–nitrogén és a foszfor-formák voltak. Az előbbieken alapján a víz 1994-ig és 2000 és 2002 között „erősen szennyezett” volt, a többi évben többnyire IV., esetenként II.–III. osztályú. Az összes foszfor koncentrációi 2004–2005 éveket kivéve minden évben átlépték a VKI szerinti kockázatoság határértékét, többnyire „erősen szennyezett”, esetenként „szennyezett” volt a víz. Az ortofoszfát–foszfor trendje is az előzőek szerint alakult.

- A **szervetlen mikroszennyezők** alakulása tekintetében megállapítható, hogy az alumínium kivételével minden oldott fém koncentrációjának éves átlaga alapján a víz „kiváló” minőségű volt, csak a réz és a higany koncentrációknál jelentkeztek egy kicsit magasabb értékek az osztályon belül maradván. Mivel ezen a részvízgyűjtőn fémekkel kapcsolatos jelentősebb ipari tevékenység nem volt (a vizsgált időszak alatt), **a csokonyavisontai növényvédőszer tároló jelentette az egyik potenciális szennyezőforrást**. A nehézfémek környezetbe való kerülése a **mezőgazdasági telephelyek** gépszerelei, festékszórásos tevékenységei kapcsán a csapadék felületi le/bemosásával, továbbá a **csokonyavisontai hulladéklerakó csurgalékvizei** kapcsán történhetett, ahol nagy mennyiségű hulladék, rendezetlenül lerakva, takarás nélkül található.

- A **szerves mikroszennyezők** közül a vizsgált időszak egészében a **kőolaj és termékei voltak az osztályhatározók**. A csúcsok közül kiemelendő az 1992. évi, amikor az V. osztály határértékét (250 µg/l) 5-szörösen valamint a 2001. évi, amikor közel 2,5-szeresen túllépték a 90%-os tartósságú értékek. A trendből ítélve **valószínű, hogy a terhelés korábban még nagyobb mértékű volt** ezen a vízfolyáson. A többi évben is többnyire „szennyezett” volt a víz minősítése, bár itt sem szabad elfelejteni a **mérésmódszertani problémákat**. Az **okok a Rinya vízfolyásnál már említettekkel megegyezők voltak itt is**.
- Az **egyéb jellemzők** tekintetében az **osztályhatározó többnyire a mangánkoncentráció volt, valamint a fajlagos vezeték**. A Barcs-Komlósdi-Rinyán az egyéb jellemzők alakulásának **alapokai a Rinyánál már leírtakkal megegyeztek**.

Fekete-víz vízrendszere

a. Gyöngyös-főág, Gyöngyös K-i ág, Egyesült-Gyöngyös, Almás-patak, Fekete-víz

- A **Fekete-víz vízrendszerén 1969-től kezdődtek a mintázások az Egyesült-Gyöngyösön Kétújfalunál, az Almás-patakon Szigetvárnál, a Fekete-vízen Cúnnál**. A többi mintavételi ponton **legkorábban csak 1988-tól** vettek mintát a vízfolyásokból. A mintavételi helyek, a hozzájuk tartozó időszakokkal nem mindig illeszkedtek az adott területen felmerült problémákhoz, így ez a szennyező hatás megjelenésének vizsgálatát az adott vízfolyáson jelentősen megnehezítette. Ezek mellett a mintaszámok alapján sem volt mindig lehetőség a 90%-os tartósságú koncentrációk értékelésére.
- Az **oxigénháztartást** jellemző paraméterek értékeinek változására a részvízgyűjtőn tényleges szennyezőforrást az **Almás-patakot terhelő szigetvári települési szennyvíztisztító telep, a Szigetvári Konzervgyár** 1970-ig (utána nyárfás szennyvíztelepet létesített Patapoklosinál), illetve a **Szigetvári Cipőgyár** (közcsatornára kötéséig) jelentette. A **dencsházi** mintavételi ponton az oxigénháztartási paraméterek alakulásában a szennyvíztisztító telep általában mechanikai és biológiai részleges, néhány évben teljes tisztításig jutott szennyvize játszotta a főszerepet. Emellett a konzervgyár (már a **szigetvári** mintavételi ponton is jelentkezett a hatása) az „üzemzavaraiból” adódóan gyakran feltételezhetően – 2003-ban bizonyítottan – szennyezte az Almás-patakot. A patak **szulimáni** mintavételi pontján a paraméterek alakulását – mivel felette nem volt sem települési, sem ipari szennyvízkezelő és kibocsátó létesítmény – **a szentlászlói és a boldogasszonyfai állattartó telepek működése révén a felszíni vízfolyásokba került trágya** befolyásolhatta. Ez természetesen ennek a szakasznak a tápanyagháztartására is hatást gyakorolt. A dencsházi vízmintákban – mivel a két alsó mintavételi pont között (a már említett szigetvári

szennyvíztisztító telep mellett (ennek bevezetése a szigetvári mintavételi pont alatti volt) jelentősebb közvetlen szennyező forrás nem volt – a szigetvári szennyező tevékenységek hatásai jelentek meg, azonban az öntisztulás következtében a koncentrációk és így a minősítések is (valószínűleg) jóval kedvezőbbeknek adódtak. **Közvetlen összehasonlításra sajnos nem volt lehetőség, a mintavételi időszakok eltéréséből adódóan.** A vízfolyás felsőbb szakaszán a szulimáni minták alapján a víz II.–III. osztályú volt, a szigetvár alatti szakaszán a szigetvári minták eredményei alapján többnyire „erősen szennyezett”, az 1990-es évek után talán csak „szennyezett”, míg az alsóbb szakaszon a dencsházai minták többnyire „tűrhető”, esetenként „szennyezett” minősítést adtak. **A vizsgálatok során megállapíthatóvá vált, hogy a vízfolyások közül a legnagyobb közvetlen terhelés az Almás-patak szigetvári szelvényét (és a közvetlen Szigetvár alattit) érte, ezek jelentkeztek a legnyilvánvalóbban a koncentrációváltozásokat szemléltető ábrákon.** Az *Egyesült-Gyöngyös* részvízgyűjtőjén – mivel a vízfolyásokat szennyvizeikkel terhelő bejelentett jelentős települési és ipari pontforrás nem volt –, **a vízminőségi paraméterek alakulása egyrészt a szippantott szennyvízürítő helyeknek (Kadarkút, Nagydobsza), több szennyvízszikkasztónak és a kistelepülések megoldatlan szennyvízhelyzetének, ebből fakadóan az illegális szennyvízbevezetéseknek tulajdonítható.** Másrészt, a többségében mezőgazdasággal, állattartással foglalkozó falvakban **felszíni bemosódás okozott szennyvíz/trágyaterhelést,** illetve a részvízgyűjtőn több **nagy kockázatú hulladéklerakó** (lerakók 56%-a) is volt, amelyekből a csurgalékvizeiken keresztül tulajdonképpen nemcsak szerves, hanem bármilyen szennyező, akár toxikus anyag is a vízfolyásokba szivároghatott. Az oxigénháztartás paraméterei a *kétújfalui* szelvényben többnyire a II.–III. osztály között mozogtak. A **Fekete-víz** mintavételi pontján az Almás-patak és az Egyesült-Gyöngyösök terhelése mellett az oxigénháztartásra a Köröcsönyi-csatornán keresztül a **selyei szennyvíztisztító telep** korábban csak részlegesen (2000-ben egy kis hányad teljesen) megtisztított szennyvize, illetve az Okoron keresztül érkezett szervesanyag terhelés mind hatást gyakorolt. A selyei szennyvíztisztító telep 2002-2004 között, a szennyvizének magas KOI_k értéke és ammónium-nitrogén koncentrációi miatt jelentős terhelést jelentett a Fekete-vízre. A közvetlen részvízgyűjtő területen működött/működő számos állattartó telep közül potenciális szennyezőforrás volt a **baranyahídvégi hígtrágyás sertéstelep.** A Fekete-víz cúni szelvényében az oxigénháztartás paraméterei többnyire a II.–III. osztály határértékei között mozogtak.

- A **tápanyagháztartás** paramétereinek változása **szoros kapcsolatban volt az oxigénháztartásnál már elemzettekkel,** valamint a földhasználatból fakadóan, mivel a

területen jelentős mezőgazdasági tevékenység folyt, a **szerves trágyázás/műtrágyázási szokások** mind befolyásolták a tápanyagháztartást. Esetleges **havária** esemény tekintetben nagy mennyiségű **nitrogén-műtrágyával kapcsolatos potenciális szennyezőforrás Szigetváron** működött (1990-től hivatalosan – bár korábban is volt itt tároló). A **mezőgazdasági tevékenységek hatásai legfőképpen a szulimáni, illetve a Gyöngyösök mintavételi pontjain vett mintákban jelentkeztek.** Ez jól kitűnik például a vízfolyások foszforkoncentrációiból is, amelyek oka leginkább a mezőgazdasági diffúz szennyezés volt. A vizsgálatok alapján a tápanyagháztartási paraméterek tekintetében az *Almás-patak* szigetvári és dencsházai mintavételi pontján többnyire az ammónium–nitrogén koncentrációk voltak az osztályhatározók, az alapján a víz többnyire „szennyezett” és „erősen szennyezett” volt. Az *Egyesült-Gyöngyösön* és forráságain többségében a foszforformák koncentrációi voltak az osztályhatározók. Ezek alapján a víz a forráságakon többnyire „szennyezett”, a kétújfalui ponton „tűrhető” volt. **A Fekete-víz cúni mintavételi pontján az Almás-patak terhelése mutatkozott erőteljesebben, a tápanyagháztartási vízminőségi paraméterek alapján az Egyesült-Gyöngyösénél rosszabb, az Almás-patakénál jobb volt a minősége.**

- **Mikrobiológiai jellemzőket** csak Cúnnál mérték. Az „erősen szennyezett” minősítést adó csúcsértékek okaként **1994–95-ben közvetlenül a Fekete-víz melletti, 2000-ben az Almás-patak és a Gyöngyös K-i ág közötti állattartó telepről nagy mennyiségű lökészerűen bemosódott trágya** – például hirtelen, nagy mennyiségű csapadék felszíni eróziós tevékenysége határozható meg. Sajnos azonban, **nem kizárható illegális trágya/szennyvíz bevezetése sem.** A magas mikrobiális szennyezettség okaként továbbá a szennyvíztisztító telepekről kibocsátott szennyvíz **fertőtlenítésének az elégtelensége/hiánya** adható meg.

- A **szervetlen mikroszennyezők** közül a nehézfémek átlagkoncentrációi alapján a vizsgált időszakban a mintavételi pontokon többnyire I., esetenként II. osztályú volt a víz minősítése. **A szennyezések legfőképpen a vízfolyások felsőbb szakaszain jelentek meg, ott azonban nem volt bejelentett fémipari, felületkezelési tevékenység.** A területen **viszont** meglehetősen **sok mezőgazdasági telephely** üzemelt, amelyek többségén **gépjavító műhelyek** is voltak, ahol akár **festékszórást, felületkezelést** is végezhettek, továbbá a **fémhulladékokat, akkumulátorokat** többnyire **a telephelyen belül (rosszabb esetben kívül), gyakran védelem nélkül rakták le.** A telephelyekről, településekről így a toxikus fémek a csapadékkal **felszíni lefolyás révén** a felszíni vízfolyásokban is megjelenhettek, továbbá **növényvédőszer**ek használatából (és tárolásából **Szigetváron**), illetve a **hulladéklerakók csurgalékveizeiből** is kerülhettek fémek (és szervesanyagok,

nitrogénformák, szerves sók is) az élővizetekbe. A területen ilyen szennyezés szempontjából potenciális források főképpen a Gyöngyös K-i ág részvízgyűjtőjén a somogyviszlói, a somogyapáti, somogyhársági és a patapoklosi; a Gyöngyös-főág mentén a vásárosbérci; az Egyesült-Gyöngyös részvízgyűjtő közvetlenül a homokszentgyörgyi és a nagydobszai telepek voltak.

- A *szerves mikroszennyezők* esetében a **kőolaj és termékei, néha a fenolok voltak az osztályhatározók**. A kőolaj és termékeinek koncentrációi az 1990-es évek végéig szinte minden mintavételi ponton a „szennyezett víz”, csúcok esetében az „erősen szennyezett” víz kategóriájában mozogtak. Az ezt követő években javulás történt („túrhető”), azonban a dencsházi mintavételi ponton továbbra is többnyire „szennyezett” volt a víz minősítése. A szennyezések eredetei **egyrészt a mezőgazdasági géphasználatok, a meglehetősen sok gyűjtő, tároló létesítményből származott véletlenszerű, illetve gondatlanságból bekövetkezett haváriák** lehettek. Másrészt, a csapadékkal a felszínről lefolyó diffúz terhelés is hatással lehetett a kőolaj és termékeinek koncentráció változására, bár erre vonatkozó konkrét adatok nincsenek. A koncentrációk alakulásában és a vízminősítésben a fenti okok mellett a már többször említett **mérésmódszertani problémák is** szerepet játszottak.

- Az *egyéb jellemzők* tekintetében az **osztályhatározó többnyire a mangánkoncentráció és a fajlagos vezetés** volt. Az **előbbi oka** a már említett **elégtelen vízelőkészítésnek**, (a mangánnak a használt vízben történő megjelenésének) tulajdonítható. A mangán átlagkoncentrációi többnyire IV. osztálybeliek, estenként III.–V. osztályba tartozók voltak. Az összes sótartalomra utaló **fajlagos vezetés értékei alapján a vízfolyások közül az Almás-patak volt a legterheltebb**. Az 1969 és 1980 között Szigetvárnál vett vízminták többségének minősítése „szennyezett” volt, sőt 1978–79-ben „erősen szennyezett” lett. Az 1994-től Dencsházánál indult mintázások alkalmával a víz összes sótartalma ott is igen magasnak bizonyult (IV., V. osztály (2000-ban, 2003-ban)). A **konzervgyár szennyezése** 1994, 2000 és 2003 években egyértelműen megjelent a Fekete-vízből vett mintákban is, továbbá a sóterhelés eredete a **szigetvári termálfürdő magas ásványi sótartalmú használt vízének az Almás-patakba vezetéséhez is köthető**. Szigetváron továbbá (Nagyatádhoz hasonlóan), **kommunális melegvízként termálvizet használnak**, amely **használtvízként megjelenik a települési szennyvíztisztító telepen**, majd onnan a **befogadóba** vezetve **növeli annak sótartalmát**. Az összes sótartalommal releváns ionkoncentrációk is a fentiekkel összhangban alakultak a vizsgált területen.

Fekete-víz vízrendszere

b. Pécsi-víz

- A Pécsi-víz 1968-tól került a mintázandó vízfolyások közé, mintavételi helyként Kémes–Cúnt jelölték ki, amely a vizsgált időszak végéig megmaradt. További mintázandó pontokat jelöltek ki a vízfolyás felsőbb szakaszain, Tüskésrétnél (Pécs) és Pellérdnél 1988-tól, majd Zóknál 1996-tól. A mintaszámok alapján lehetőség volt a 90%-os tartósságú adatok értékelésére.
- Az **oxigénháztartás** paraméterei értékeinek változására **a többi vizsgált részvízgyűjtőhöz képest itt meglehetősen sok tényleges és potenciális szennyezőforrás volt a vizsgált időszak alatt, a vízfolyás és Pécs egymáshoz viszonyított földrajzi elhelyezkedéséből adódóan.** A vízfolyást szervesanyaggal terhelő **lényegesebb pontforrások a felső szakaszon a települési szennyvíztisztító telepek (kiemelten a Pécs városi) és az ipari szennyezők közül kiemelten a Pécsi Bórgyár voltak** (az üzemek többsége ugyanis közsatornára kötött működött). 1985 és 2005 között a Pécsi-vízhez köthető Pécs a települési és intézményi szennyezők tekintetében a kibocsátott mennyiség 75–84%-ával, az ipari kibocsátásnak 83–93%-ával adta a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén az emissziók jelentős részét. **Ezek hatása nemcsak a pellérdi, hanem a kémes–cúni szelvényben is egyértelműen kivehető volt.** A vízfolyás **alsóbb szakasza felé haladva** a mintavételi pontokon kapott eredmények alapján, **az öntisztulás jelei nem voltak túl gyakoriak.** Ennek okaként egyrészt a Pécs felől érkezett eleve **hatalmas szennyezőanyag terhelés, másrészt az alsóbb szakasz állattartó telepeinek (kiemelten bicsérdi, szabadszentkirályi) működése** adható meg. Mindebből fakadóan az 1980-as évek közepéig a kémes–cúni ponton gyakori volt a víz oxigénhiányos állapota és ezt követően is többnyire IV. osztályú volt az oxigéntelítettség szerint. A legfelsőbb mintavételi ponton (Tüskésrétnél) voltak a legkedvezőbb oxigénháztartási értékek a vizsgált időszak alatt, bár a Széchenyi és az István akna elégtelen tisztítási hatásfokkal működött szennyvíztisztító telepei gyakran ugrásszerűen rontottak a paraméterek értékein. **A pellérdi mintáknál 1996 után tapasztalható „ugrásszerű” javulás sajnos nem a patak szennyezés terhelésének csökkentéséből adódott, hanem a pécsi szennyvíztisztító telep áthelyezéséből.** Ebből fakadóan annak a terhelése már csak a pellérdi pont alatt, Zóknál jelentkezett. A fentiek következtében az oxigénháztartás paramétereinek értékei az alsó három mintavételi helyen a „szennyezett”, „erősen szennyezett” víz kategóriákban mozogtak. Kiemelendő szervesanyag terhelés érte a vízfolyást 2003-ban, a pécsi szennyvíztisztító telepen a levegőztető medencék rekonstrukciója alatt. Ez a tápanyagháztartás paramétereinek a változásán is nyomot hagyott.

Javulás jelei a vizsgált időszak utolsó két évében mutatkoztak. 2000-től az oxigénháztartás egészét tekintve Kémes–Cúnnál így is III.–V. osztályú volt a víz minősítése.

- A **tápanyagháztartás** paramétereinek **alakulására az oxigénháztartásnál már említett szennyező források voltak az adatokból is egyértelmű hatással**. A börgyárban 1992-től jelentősen csökkentek az ammónium–nitrogénre vonatkozó terhelési adatok, de az számottevő hatást gyakorolt továbbra is a befogadó vízfolyásra. A pécsi szennyvíztisztító telepen (már az új telepen) is egyre inkább törekedtek a szennyvizek jobb hatásfokkal való megtisztítására, illetve a tápanyag eltávolításra – azonban ezek kedvező hatása a paraméterek alakulásában nem mutatkozott meg a vizsgált időszak végéig. **A vízfolyás legalsó mintavételi pontján, Kémes–Cúnnál a fenti terhelések a méreteiknél fogva mind megjelentek; és mivel a mérőpontot megelőző partszakaszok mentén többnyire mezőgazdasági tevékenység folyt/folyik –állattartó telepek, szántó művelésű földhasználat, műtrágya bemosódás –az öntisztulásra „nincs ideje” a pataknak, így itt többnyire az eutrofizáció jelei is mutatkoztak.** A fentiek következtében **az osztályhatározók az alsóbb három mintavételi ponton az ammónium–nitrogén és a foszfor-formák voltak**. Ezek értékei az utolsó két évet leszámítva az „erősen szennyezett”, esetleg „szennyezett” kategóriákban mozogtak. A *tüskésréti ponton* a koncentrációértékek többnyire egy osztálynyival alacsonyabbnak adódtak. Itt, az erőmű környékén a **csatornázatlan településrészeknek is lehetett diffúz szennyező hatásuk**, a területről lefolyó csapadékvizekkel, amely terhelések az oxigén- és a tápanyagháztartás paramétereit is befolyásolták.

- A **mikrobiológiai paramétereket** (Coliformszámot, Fekál(is) Coliformszámot) 1994-től és csak a Kémes–Cún mintavételi pontnál vizsgálták. A jelentős méretű – többnyire IV.–V. osztály – mikrobiológiai jellegű szennyezettség eredete **egyrészt a pécsi szennyvíztisztító telepről nyers/közel nyers szennyvíz ki/bemosódása, másrészt a vízfolyás melletti mezőgazdasági területekről és állattartó telepekről nagy mennyiségű híg- és almostrágya csapadékvízzel való bemosódása** lehetett. A vizsgált terület Baranya megyei részén az ÁNTSZ előírja a települési szennyvíztisztítóknak a **fertőtlenítési kötelezettséget**, azonban a **vízkeimiai eredmények gyakran ennek be nem tartására utaltak**.

- A **szervetlen mikroszennyezők** tekintetében a szennyezőforrások a Pécsi-víz **felsőbb szakaszán** többnyire különféle **ipari létesítmények**, **az alsóbb szakasz mentén** mivel többnyire **mezőgazdasági**, állattartási tevékenység folyt, a **gépjavitó műhelyek, festékszóró részlegek** voltak. Az ipari létesítmények közül **kiemelendő pontforrás a víz krómtartalmát döntően meghatározó Pécsi Börgyár** volt. A krómszennyezésére csak példát említve, 1996-ban a pellérdi mintavételi pontnál a 90%-os tartósságú érték közel a IV. osztály

határértékének a 7-szerese volt. A többi létesítmény, **a két nagyobb galvanizáló üzem**, iparterületek, nyomdák, festékekkel, fémkereskedéssel, fémhulladékokkal, veszélyes hulladékok gyűjtésével, tárolásával foglalkozó kis- és középvállalkozások mind a telephelyükről származó – akár csapadékvízzel le/bemosódó – diffúz források hozzájárultak a Pécsi-víz fémekkel való szennyezéséhez. A két nagyobb felületkezelő üzem **megszűnésével azonban, az elsősorban nekik tulajdonított fémszennyezések csökkentek.**

- A **szerves mikroszennyezők** tekintetében a vizsgált időszak egészében a **kőolaj és termékei voltak az osztályhatározók minden mintavételi ponton.** 1997-ig végig az összes szelvény „erősen szennyezett”, azaz V. osztályú volt. Ezen belül a legmagasabb értékek Pellérdnél (például 1984-ben 9050 µg/l, a IV. osztály határértékének több mint 36-szorosa) adódtak, amíg ott nem volt mérés, addig Kémes–Cúnnál jelentkeztek. Összességében jelentős csökkenés 2004–05-től történt, addig a pontokon többnyire V., Kémes–Cúnnál és Tüskésrétnél esetenként IV. osztályú volt a minősítés, azt követően III.–IV. osztályú. A szennyezések **okaként az ezen a részvízgyűjtőn lévő legtöbb gyűjtő, tároló létesítmény és az azokkal kapcsolatos véletlen vagy gondatlanságból bekövetkezett rendkívüli szennyezések** adhatók meg. Így például az **ÁFOR** (és jogutódai) 1990 és 1999 között végig bírságolt cég volt, az olajszenyezések miatt. Ennek a telephelynek az egyértelmű terhelése a pellérdi ponton mutatkozott az adatokban. Továbbá az ipar, a közlekedés és egyéb lakossági tevékenységek a legkülönbözőbb kőolajszármazékokat használják fel, így azok a **városi területről az esőzések által előidézett felszíni bemosódás, a város nem megfelelő csapadékvíz elvezetésének következtében** könnyen a felszíni vízfolyásokba gravitálhattak. A koncentrációk alakulásában a 2004 évtől való csökkenés oka a **mérésmetodikaváltáshoz is** köthető (az extrakciónál a szén-tetraklorid oldószerről áttértek a ciklohexán használatára) – viszont megjegyzendő, hogy az utóbb használt módszernél az alsó méréshatár csak az MSZ 12749 I. és II. osztály határértékei között van. Az **analitikai problémák** miatt összességében ezen a vízfolyáson sem kizárható, hogy a valós szennyezettség a mértnél alacsonyabb volt e tekintetben.

- A **radioaktív szennyezők** köréből az összes β-aktivitást vizsgálták Kémes–Cúnnál 1994-től. Többnyire „szennyezett” volt a víz minősítése. A radioaktív anyagok jelenléte a korábbi Mecseki Ércbányászati Vállalat irányítása alatt folyt **uránbányászatnak és ércdúsításnak, valamint a „hagyatékaiknak” tulajdonítható.**

- Az **egyéb jellemzők** közül a Pécsi-víz osztályhatározója a mintavételi pontok mindegyikén többnyire **az összes sótartalomra utaló fajlagos vezeték** volt. A vizsgált időszak elejéhez képest Kémes–Cúnnál az 1990-es évek elejére megközelítőleg 2/3-ára

csökkent a fajlagos vezeték és így a minősítés V. osztályról IV. osztályra állt be. A többi mintavételi ponton továbbra is ennél jóval magasabb értékeket regisztráltak. 1990 előtt kémes–cúni, majd a pellérdi mintavételi pontnál a magas összes sótartalom elsősorban a **Pécsi Bórgyár és a felületkezeléssel foglalkozó üzemek kibocsátásainak** volt tulajdonítható. Ezek mellett az **uránbányászat** következtében megjelent a zagytarozók alól elszivárgó víz, amely magas sótartalmú, illetve a bányabezárások után a **Mecsekérc egy pontú kivezetésén** ezek a Pécsi-vízbe kerülnek – bár ezt az üzemen belül sótalánítani kellene, azt még nem végzik. A tuskésréti ponton a magas fajlagos vezeték okai a már említett **bányavíz kiemelésekhez** és a **keletkező csurgalékvizekhez** köthetők. E mellett a **vizsgált időszak elején a hőerőmű hígzagys kazettáinak csurgalékvizei** is esetenként nagy sókoncentrációjú vízzel terhelték a patakot. A vizsgált időszak utolsó 15 évében a (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a tisztítatlanul bevezetett ipari víz a Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységnek, a forrásadatok alapján egyértelműen a fent említett bányászati tevékenységeknek tulajdonítható.

Dráva

- A Dráván 1968-tól kezdődtek a törzshálózati mintázások, *Őrtilos, Barcs és Drávaszabolcs* szelvényekben. Az 1980-as évek elején azonban Őrtilosnál megszűnt a mintázás. Ennek az oka egyrészt, hogy az akkori mintavételi ponton (partról) vett minták eredményei a szakemberek szerint inkább a Mura vízminőségét mutatták és nem a Dráváét, másrészt az 1980-as években „költségmegtakarítás” miatt csökkentették a mintavételi helyek számát. Az Őrtilos–Botovo híd (mintavételi hely/pont) megépülése után – 1994-től – volt lehetőség a reprezentatív mintavételre. *Mindez ebben a kutatásban megnehezítette a Dráván a vízminőség változásának oknyomozását, főképpen a barcsi vízminőségi értékek alakulásánál.*
- Az **oxigénháztartás** paraméterein belül az oldott oxigén és az oxigéntelítettség értékei mindhárom mintavételi ponton összességében kedvező eredményeket mutattak, a víz az 1990-es évektől a 90%-os tartósságú értékek alapján „kiváló” minőségű volt. Ezeket az értékeket a **Drávába betorkoló mellékvízfolyások számottevően nem befolyásolták**, az eredetbeli, hidromorfológiai és a vízhozam különbségből adódóan. A vízben lévő szervesanyag mennyiségére utaló koncentrációk az 1970-es években voltak a legmagasabbak, általában **Őrtilosnál**, amelyek **nem a vizsgált területről érkezett terheléseket** jeleztek. Ez az 1980-as évek közepéig többnyire megmaradt és mindhárom mintavételi pontban az oxigénigények alapján, csak „tűrhető” volt a víz minősítése. Aztán javulás következett, valamint az 1990-es évektől már inkább a **drávaszabolcsi értékek** jeleztek magasabb szervesanyag terhelést – a

Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységről származott terhelésekből fakadóan. A vizsgált időszak egészében, általában a barcsi mintavételi ponton adódtak a legalacsonyabb értékek. A Drávába a vizsgált időszak elejétől eltekintve közvetlen tisztítatlan szennyvízbevezetés a vizsgált területről nem volt és a tisztított szennyvíz mennyisége is minimálisnak adódott – sőt az utolsó években az is megszűnt. **A betorkolló mellékvízfolyásai** – amint az a fentiekből is kiderült – **többnyire magas szervesanyag tartalommal bírtak, amelyek hatása, néhány esetben és minimális mértékben a barcsi és gyakran a drávaszabolcsi szelvényekből vett mintákban is megmutatkozott.** A barcsi ponton ezeknek a paramétereknek a változását egyrészt az Őrtilos felől, másrészt – a mellékvízfolyásokat tekintve – a Barcs-Komlósi-Rinyán keresztül érkezett szennyezőanyag terhelés alakította. 2000-től az oxigénháztartás egészét tekintve a víz a mintavételi pontokon III. osztályú volt.

- A **nitrogénháztartás** paraméterei az 1970-es években elsősorban az ammónium-nitrogén értékekre vonatkozóan és Őrtilosnál kedvezőtlen észleléseket mutattak, III. IV. osztályú volt a víz, majd javulás következett. A **változás trendje az oxigénháztartásnál már említett volt.** Megfigyelhető volt, az 1990-es évektől a drávaszabolcsi szelvényben a víz magasabb szennyezőanyag terhelése főképpen a Pécsi-víznek tulajdoníthatóan emelkedett. **Össességében a Dráván a nitrogénháztartás mutatói gyakran több osztálynyi nagyságrenddel kedvezőbbek voltak a betorkolló vízfolyásokénál.** A *foszforháztartás* tekintetében leggyakrabban a drávaszabolcsi ponton voltak a legkedvezőtlenebb értékek, valamint a vizsgált időszak elején Őrtilosnál. Az előbbi a már említett **Fekete-víz vízrendszer által szállított szennyezőknek**, az utóbbi a **vizsgált területen kívülről érkezőknek** volt tulajdonítható. Az ortofoszfát–foszfor koncentrációk alapján az 1990-es évek közepétől többnyire „jó” volt a víz minősítése a mintavételi pontokon. A tápanyagháztartás alakulásához **a mellékvízfolyások terhelései mellett a Dráva közvetlen területről az állattartó telepek is, mint potenciális szennyezőforrások is hozzájárulhattak**, a gyakran **megoldatlan trágyatárolásuk** miatt. A drávaszabolcsi magasabb értékek (a barcsival szemben) alakulását – minden releváns vízminőségi jellemző esetében – a trágyatárolók vizsgálatánál kapott értékek is alátámasztották. 2006. évi adatok alapján a hígtrágya tároló kapacitás „csak” 67%-a volt műszaki védelem nélküli a 3-2 alegységen, a 3-3 alegységbeli 83%-kal szemben. Az almostrágya esetében ez az arány közel azonosnak adódott, 73 és 77%. Össességében megállapítható, hogy ebből a szempontból mindkét féle trágya tárolási módját tekintve, a Fekete-víz alegység a veszélyeztetettebb, függetlenül attól, hogy az állatlétszám itt valamivel kevesebb volt, mint a Rinya-mente alegységen. 2000-től a tápanyagháztartás egészét tekintve a víz a mintavételi pontokon II.–III. osztályúnak adódott.

- A **mikrobiológiai** szennyezettséget jelző paraméterek általában az őrtilosi szelvényben voltak a legkedvezőbbek és a drávaszabolcsiban a legkedvezőtlenebbek. A mikrobiológiai szennyezettség **okaként alapvetően a települési szennyvíztisztító telepek fertőtlenítésének a hiányosságai** adhatók meg. A drávaszabolcsi „csúcs”-ok **okaként** az adatok alapján **nagy mennyiségű, friss fekáliás szennyezés** jelölhető meg, amely valószínűleg a **Pécsi-vízzel** érkezett a vízfolyásba (illetve előtte a Fekete-vízbe). 2000-től a mikrobiológiai paraméterek alapján a mintavételi pontokon III.–V. II.–III. osztályú volt a víz minősítése.
- A **szervetlen mikroszennyezők** 90%-os tartósságú értékei alapján a víz többnyire „kiváló”, az alumínium esetében „jó” minősítésű volt. A mintavételi pontok tekintetében Barcs adatai voltak általában a legkedvezőbbek, ugyanis **Őrtilosnál a vizsgált területen kívülről, Drávaszabolcsnál a Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységről** érkezett szennyezések hatása miatt osztályon belül, de magasabb értékeket mértek.
- A **szerves mikroszennyezők** közül a **kőolaj és termékei voltak a vizsgált időszak egészében az osztályhatározók**. 1996-ig néhány évtől eltekintve a mintavételi pontokon „erősen szennyezett” volt a víz. Az **őrtilos** értékek többnyire **a vizsgált területen kívülről érkezett** nagymennyiségű szennyezést mutattak. A **barcsiak** oka a már említett területeken a **szénhidrogén kitermelésnek, kimondottan a Drávában a mederanyag kitermelés (Heresznye és Barcs térségében) közben való vízszennyezésnek**, valamint a – nem túl nagy forgalmú, de az 1970-es évektől újra működő – **drávai hajózásnak** tulajdonítható. A **drávaszabolcsi** mintavételi ponton **a fentebbről érkezettek mellé a Fekete-vízrendszer által szállított** kőolajtermékek is hozzájárulnak. Összességében viszont, a kőolaj és termékei paraméter már többször említett **analitikai problémáira** hivatkozva, a Dráva valós szennyezettsége e tekintetben a mért és a minősítést adó koncentrációknál valószínűleg alacsonyabb volt.

A mikroszennyezők fentebb említett alakulását a következők is alátámasztják. A Fekete-víz tervezési alegységen a Rinya-mente alegységhez képest összesen közel 2,5-szer annyi gyűjtő-tároló létesítmény található. A tárolt anyagok minősége alapján bontva is többnyire ez az arány érvényes; kivéve, hogy a műtrágya inkább a Rinya-mente alegységen, a növényvédőszer a Fekete-víz alegységen jelenthetnek nagyobb veszélyt. A műszaki védelem nélküli objektumok számarányát követve, azok a 3-3 alegységen kétszeresek. Összességében e tekintetben is a 3-3 tervezési alegység a veszélyeztetettebb és jelennek meg a szennyezések a Dráva drávaszabolcsi mintavételi pontján.

- Az **egyéb jellemzők** értékei kedvező vízminőséget mutatnak a mintavételi pontokon. Megállapítható, hogy **azokra a vizsgált mellékvízfolyások terhelései számottevő hatást**

nem gyakoroltak. Az azért megemlítendő, hogy a Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységről a Drávába jutó szennyezőanyagok a drávaszabolcsi koncentrációkat szinte minden paraméter esetében egy kicsit a barcsi fölé emelték. A Dráva, a Duna és a Tisza vonatkozásában is a legalacsonyabb oldott anyag koncentrációkkal bír, hazánk talán legtisztább vizű folyója.

8.2 A KUTATÁS, VÍZMINŐSÉG VIZSGÁLATÁNAK MÓDSZERÉRE VONATKOZÓ EREDMÉNYEI ÉS JAVASLATAI A JÖVŐRE NÉZVE

- A vizsgált időszakban a vízminőségi paraméterekre történő mintázások és a vízrajzi észlelések helye, ideje és gyakorisága az esetek többségében nem esett egybe. Mivel azonban a szennyezőanyagoknak a vízben való viselkedését, terjedését a vízmennyiségi és több fizikai tényező is befolyásolja, a továbbiakban a vízfolyások vízminőségi modellezésekhez, mélyebb vízminőségi kutatásokhoz, minden vízfolyásra/víztestre szükségszerűen elkészítendő kárelhárítási tervhez elengedhetetlen a *minőségi és mennyiségi monitoring integrálása*, minden kijelölendő mintavételi ponton.
- A vizsgált időszakban a *mintavételi pontok kijelölése*, többnyire – 1980 és 1994 között főképpen – a fő befogadó vízfolyás, jelen esetben a Dráva vízminőségének „megóvását” célozta. A mellékvízfolyásain kijelölt mintavételi pontok túlnyomó része ugyanis a Drávába való betorkollástól nem volt messze, így a mellékvízfolyás szennyezőanyag terhelése a Dráva kapcsán volt csak mérvadó (bár a vízhozam-különbségek miatt, amint az a fentiekből is kiderült, a mellékvízfolyásainak a terhelése a Dráva kémiai vízminőségében jelentős változást nem okozott – a mintavételi pontokon vett vízmintákban). Mindez így, maga a mellékvízfolyás felsőbb szakaszainak szennyezőanyag terheltségére csak utaló adatokat adott. A *Fekete-víz és Pécsi-víz* vizsgálata – az utóbbinak (az előbbibe való) betorkollása után nem volt törzshálózati mintavételi pont a Fekete-vízen – során a Pécsi-víz többnyire még a legalsó mintavételi ponton (Kémes–Cún) vett vízminták eredményei alapján is jóval nagyobb szennyezőanyag terhelést szállított, mint a Fekete-víz. Mindezekből adódóan a **szennyezőforrások alatt elhelyezett mintavételi pontokat csak néhány esetben sikerült fellelni**. A kutatás során **további problémaként merült fel**, hogy egyes vízfolyásokon, amikor a tényleges szennyező folyamatosan szennyezett még nem volt mintázás, amikor az elkezdődött, üzemi rekonstrukció, majd megszűnés következtében a korábbi,

nagy volumenű szennyezésekre csak utalás történhetett. A Víz Keretirányelv továbbá nem vízfolyásokban és azok mellékágaiban gondolkodik, hanem integrált vízgyűjtő-gazdálkodásban, azon belül vízgyűjtő-gazdálkodási alegységekben, alacsonyabb szinten víztestekben. Így a vízminőség védelme és a „jó” állapot elérését célzó úton a kisvízfolyások ugyanolyan prioritással szerepelnek, mint a nagyok. Tovább lépve, a monitoring rendszerben a víztest lehatárolásokhoz is igazodva kell/ene a mintavételi pontokat kijelölni. Emellett minden tényleges és potenciális szennyezőforrás helyét és azoknak esetleg az időközbeni változását is célszerű lenne figyelembe venni a víztesteken kijelölendő pontok esetében.

- A fentiek egy újabb feladatot tártak fel. Ez a *tényleges és potenciális*, más csoportosításban a pontoszerű és diffúz *szennyezőforrások pontos felmérése* a (rész)vízgyűjtőn. Sajnos felszíni vizeket szennyező források adatbázisa korábban nem volt (bár a jelentősebbek rendszeres hatósági ellenőrzés alatt állnak, korábban azt is csak bonyolult módon lehetett elvégezni; szennyvízmintázás 1980-tól történt), napjainkban a pontforrásokról és kibocsátásaikról a felügyelőségek készítenek összegzést. **A diffúz források pontos felmérése és a felszíni vizekre való terheléseinek számszerűsítése** azonban, mint meglehetősen összetett feladat, a hatóságoknak kapacitásbeli szűkösségéből fakadóan korábban egyáltalán nem, **napjainkra is csak néhány mintaterületre készült el**. A disszertációban a lehetőségekhez képest összegyűjtöttem a (rész)vízgyűjtőn a szennyezőforrásokat és azok kibocsátásait. Azok azonban leginkább pontforrások voltak, így a többi szennyezőforrás hatásának a vizsgált vízfolyás vízminőségében való megjelenésére – bár nyilvánvaló hatása volt – csak utalni lehetett.
- A vizsgált időszakban, a mért *vízminőségi paraméterek köre* a **vízfolyásokon megközelítőleg megegyezett, a mintavételi gyakoriságban viszont számottevő volt a különbség**. Gyakran, az alacsony mintaszám miatt nem lehetett **90%-os tartósságú értékeket megállapítani és értékelni**; és mivel az egy vízfolyáson lévő mintavételi pontokon is gyakran különböztek a mintavételi gyakoriságok, **a vízfolyás valódi szennyezőanyag terheltségére és annak a mintavételi pontok közt való viselkedésére (például öntisztulás) csak óvatosan lehetett utalni**. Továbbá – bár a VKI monitoring előírásai szigorúak, így csak a feltáró monitoringok után – átgondolandó lenne, **egy területhasználathoz és annak változásához igazodó rendszer, amelyben a vizsgálati paraméterek köre igazodna a vízfolyást valami**

módon szennyező források terhelésének minőségéhez. Azaz, lényeges lenne, hogy a mintavételi helyek és a mintázandó paraméterek köre is a fentieket figyelembe véve **rugalmas legyen és ne mechanikus periodikussággal** történjen. A kémiai irányú monitoring rendszerek működtetésének teljes áttekintése, akár **a jelenleginél szélesebb körű hidrobiológiai monitoring kialakításával járhatna együtt.** Ez utóbbival kapcsolatban a VKI által is hangsúlyozott **társadalmi bevonás** – egyetemi kutatókkal – lehetősége is megvizsgálandó.

- A víztestek kémiai állapotának nyomon követésére lennének alkalmasak az **automata monitor állomások.** Ezek telepítésével és az adatok szakszerű feldolgozásával nemcsak a haváriák időben való észlelése és a riasztás, hanem a mélyrehatóbb vízminőséggel kapcsolatos kutatások előtt is megnyílna az út. Azonban hazánkban ez egyenlőre csak utópia.
- A fentiek **gyakorlati megvalósítása számos további kutatást** igényel, amelyek sorából sajnos nem szabad kifelejteni a pénzbeli megvalósíthatóság és a **költséghatékonyság** kérdéseit sem.

8.3 KUTATÁSI EREDMÉNYEK HASZNOSÍTÁSI LEHETŐSÉGEI ÉS A KUTATÁS TOVÁBBI IRÁNYAI

A disszertáció, a környezetföldrajzi téma interdiszciplináris jellege miatt több részfeladat kidolgozásán keresztül jutott el a célkitűzés megvalósításáig. Ebből fakadóan egyrészt az eredmények hasznosíthatóságára számos lehetőség van, másrészt a kutatás további iránya is szerteágazó lehet.

A hasznosítási lehetőségek:

- a Dráva és a vizsgált mellékvízfolyásairól a vízminőségi törzshálózati rendszer kezdetétől a végéig felhalmozott adatok összegyűjtése, rendszerezése, átláthatóvá tétele és elemzése, valamint értékelése kapcsán az esetenként közel 40 éves adatsorok egyrészt nem „vesznek kárba” a Víz Keretirányelv szerinti monitoring elindulásával, másrészt, mint eddig nem – vagy csak részlegesen, hiányosan – publikált környezetföldrajzi téma kidolgozása egyben hiánypótló tanulmány a jelen és a jövő számára

- az antropogén tevékenységek hatásának megjelenése szempontjából történt kémiai vízminőségi elemzés, mint részegység, a VKI szerinti vígyűjtő-gazdálkodási terv környezeti célkitűzéseinek megfogalmazásához is hozzájárulhat a vizsgált terület tekintetében
- a vizsgált vízfolyásokkal releváns antropogén szennyezőforrásoknak a jelen lehetőségeihez (adat, eszköz) képest széleskörű összegyűjtésével és elemzésével alapot adhat azok jövőbeni ellenőrzéséhez, hatásaik speciálisabb felméréséhez, illetve a megfelelő intézkedések kiválasztásához
- a kutatás során nyert tapasztalatok, észrevételek hozzájárulhatnak a törzshálózati vízminőségi rendszerhez képest egy új, reprezentatívabb kémiai monitoring rendszer kialakításához.

A kutatás további irányai:

- a tényleges és a potenciális szennyezőforrások terheléseinek hatása a vízminőség változására modellezés útján (ehhez azonban először naprakész szennyezőforrás adatbázist kell létesíteni)
- a Víz Keretirányelv prioritási listáján szereplő és az „egyéb szennyezőanyagok” koncentrációinak vizsgálata és elemzése a (rész)vízgyűjtőn
- a kémiai vízminőségi paraméterek körének víztest specifikus meghatározása a szennyezőforrás terhelések függvényében, egy gazdaságosabb és kutatás céljából is hatékonyabb monitoring rendszer működtetéséhez
- további automata monitoring állomások telepítési lehetőségeinek természetföldrajzi és költséghatékonysági vonatkozásai a Dráva (rész)vízgyűjtő területén.

KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Köszönetemet szeretném kifejezni a Földtudományok Doktori Iskola vezetőjének Dr. Tóth József professzor úrnak a Ph.D. programban való részvételem lehetőségéért. Szeretném megköszönni témavezetőmnek, Dr. Fodor István professzor úrnak nemcsak a disszertáció elkészítéséhez nyújtott szakmai segítséget és észrevételeket, hanem a doktoriskolai évek alatt a munkám figyelemmel kísérését, illetve szakmai és erkölcsi támogatását.

Külön köszönöm a Dél-dunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőségen Jeszták Lajosnak, Simsay Istvánnénak, Gaál Erzsébetnek, Nagyné Horváth Ágnesnek, Székelyné Diskai Zsuzsannának valamint a Dél-dunántúli Környezetvédelmi és Vízügyi Igazgatóságon Márk Lászlónak, Istvándi–Feil Nórának, Sindler Csabának a disszertáció során feldolgozott alapadatokhoz való könnyebb hozzájárulás lehetőségét és a munkám alatt nyújtott szakmai segítségüket.

Nagyon köszönöm Radnainé dr. Gyöngyös Zsuzsanna jelenlegi és Dr. Vének Lajos korábbi tanszékvezetőknek a Ph.D. programban való részvételemhez való hozzájárulást, illetve az időbeosztásbeli, a szakmai és az erkölcsi támogatásukat. Köszönettel tartozom továbbá Czakóné dr. Vér Klárának a formai észrevételekért és minden Kollégámnak, akik valamilyen módon segítettek a munkámat, és kitartásra biztattak.

Végül, de nem utolsó sorban külön köszönöm férjemnek, Dolgos Gergelynek a szakmai észrevételeket, az odafigyelést és a családom minden tagjának a türelmet, az erkölcsi támogatást és a kitartásra ösztönzést. Végtelenül hálás vagyok Dolgos Sándor apósomnak, aki a kutatással töltött időm alatt önzetlen segítséggel, kreativitással, türelemmel és szeretettel vigyázott az időközben babából megnőtt Kislányomra, amellyel hozzájárult ahhoz, hogy ez a dolgozat elkészüljön.

IRODALOMJEGYZÉK

1. **ÁDÁM L. – MAROSI S. – SZILÁRD J.** (1990): Domborzati adatok; Földtani adottságok. (Dunántúli-dombság) In: MAROSI S. – SOMOGYI S. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere II. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 532–534., p. 538., pp. 542–543., pp. 547–548., p. 569., p. 580., p. 590.
2. **ALLAN I. J. – VRANA B. – GREENWOOD R. – MILLS G. A. – ROIG B. – GONZALEZ, C.** (2006): A „toolbox” for biological and chemical monitoring requirements for the European Union’s Water Framework Directive. *Talanta* 69. pp. 302–322.
3. **AMBRÓZY P. – KOZMA F.** (1990): Éghajlat. In: MAROSI S. – SOMOGYI S. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, p. 141., p. 145., p. 534., p. 539., p. 543., pp. 548–549., p. 569., pp. 580–581., p. 590.
4. **ANTAL I. – KOSZTOLÁNYI GY. (szerk.)** (1999): Pannon Almanach II. kötet. A dél-dunántúli régió környezet-egészségügyi és környezet állapotának értékelése, helyzetelemzés. Dél-dunántúli Regionális Egészségügyi Tanács, Pécs, 113 p.
5. **BABINSZKY L.** (2002): Sertéságazat: megfelelő takarmányozás-csökkenő foszforkibocsátás. *Mezőhír: Mezőgazdasági Szaklap: 2002–03.*
<http://www.gds.hu/mezohir/2002-03/11.html> (2007.05.29. letöltés)
6. **BÁCS Z. – JUHÁSZ I.** (1990): A környezetkímélő mezőgazdaság koncepciója. *Környezetpolitika* 4. KvVM, Budapest, 72 p.
7. **BALOGH J.** (2004): Kisvízfolyások vízminőségének veszélyeztetettsége, a megfigyelés és a védelem társadalmi szerveződése Magyarországon. MHT XXII. Vándorgyűlés, Keszthely
<http://www.aquadocinter.hu/themes/Vandorgyules/pages/2szekcio/balog.html> (2007.07.15. letöltés)
8. **BARDÓCZYNÉ SZÉKELY E. – HARKÁNYINÉ SZÉKELY ZS. – LOKSA G. – KERESZTESSY K. – PENKSZA K. – KRISKA GY.** (2004): Kis vízfolyások és vízgyűjtőterületeik problémái az EU Vízügyi Keretirányelv tükrében.
<http://miau.gau.hu/miau/60/fanclub/szekelye.doc> (2007.09.25. letöltés)
9. **BENEDEK P. – LITERÁTHY P.** (1989): *Vízminőség szabályozás a környezetvédelemben.* Műszaki Könyvkiadó, Budapest
10. **BERECZ E.** (2001): Régi hulladéklerakók (depóniák) problémái. *OMIKK Környezetvédelmi füzetek* 2001. november, 50 p.
11. **BOGÁRDI J.** (1975): *Környezetvédelem–Vízgazdálkodás.* Akadémiai Kiadó, Budapest, 151 p.
12. **BOROS T.-NÉ** (1998): *Mezőgazdasági vegyszerek megjelenése a felszíni- és talajvizekben.* OMIKK. Műszaki Információ–Környezetvédelem 1998/14.
13. **BORSY Z.** (1989): Az Alföld hordalékkúpjainak negyedidőszaki fejlődéstörténete. *Földrajzi Értesítő*, XXXVIII. évf. 3–4. sz. pp. 211–224.
14. **BOTOND GY.** (1976): A városi lefolyó csapadékvíz szennyező hatása egyesített és elválasztó rendszerű csatornahálózatokban. *VMGT.* 78. *VIZDOK*, Budapest

15. **BURIÁN A.** (2006): A nemzetközi Dráva. MHT XXIV. Országos Vándorgyűlés, 3. szekció, Pécs, 2006. 07. 5-6. CD-kiadvány
16. **CIS WG 2.7** (2002): Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive. – Report of CIS Working Group 2.7
17. **CLEMENT A.** (2005): Felszíni vizek monitoring rendszere a VKI követelményei szerint. VKI oktatóanyag (Power Point) BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest
18. **CLEMENT A. – BUZÁS K.** (2001): Az EU Vízügyi Keretirányelv (VKI) bevezetésével kapcsolatos környezetvédelmi feladatok. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest, VKI oktatási anyag, kézirat
19. **CSÁNYI B.** (1998): A magyarországi folyók biológiai minősítése a makrozoobenton alapján. Debrecen, Doktori (Ph.D.) értekezés
20. **CSÁNYI B.** (2002): Vizes élőhelyek minősítése a vízi gerinctelen fauna (makrozoobenton) alapján. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Vízügyi Keretirányelvnek bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 34–48.
21. **CSÁNYI B. (szerk.)** (1978): Vízminőségi folyamatok matematikai modellezése. In: Vízminőségvédelem, szennyvíztisztítási kutatások. Vízügyi műszaki gazdasági tájékoztató, VIZDOK, Budapest
22. **CSÓVÁRI M. – LENDVAINÉ KOLESZÁR ZS. – VÁRHEGYI A.** (1997): Radioaktív sugárzás – Környezeti károk helyreállítása az uránbányászatban. Oktatási segédlet, TEMPUS JEP 09692-95 Projekt, Pécs, kézirat
23. **CZIGÁNY SZ. – LOVÁSZ GY. – VARGA I.** (1997): Geoökológiai vizsgálatok a pécs-komlói szénbányászat térségében. Közlemények a Janus Pannonius Tudományegyetem Természettudományi Kar Természetföldrajz Tanszékéről 5. sz., Pécs, pp. 1–16.
24. **DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG** (1991): A természet- és környezetvédelem helyzete és feladatai Baranya megyében. DDKvF, Pécs, 71 p.
25. **DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG** (1994): Somogy megye környezeti állapotát jellemző adatok és információk. DDKvF, Pécs, 77 p.
26. **DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG** (1995): Baranya megye környezeti állapotát jellemző adatok és információk. DDKvF, Pécs, 86 p.
27. **DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG** (2001): A dél-dunántúli statisztikai régió hulladékgazdálkodási terve. 3. számú melléklet a 15/2003. (XI. 7.) KvVM rendelethez
28. **DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI TERMÉSZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI FELÜGYELŐSÉG** (2005): A Dráva vízgyűjtő-gazdálkodási terv előkészítő tanulmánya. Jelentés. DDKTVF, Pécs, 70 p
29. **DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG** (1989): A természet- és környezetvédelem helyzete és feladatai Somogy megyében. KÖVIZIG, Pécs, 67 p.
30. **DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG** (1979): Somogy megye Vízi Környezetvédelmi Helyzete. Kutatási jelentés, Pécs, kézirat

31. **DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG** (1985): Somogy megye Vízi Környezetvédelmi Helyzete. Kutatási jelentés, Pécs, kézirat
32. **DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG** (1986A): Védelmi Szabályzat Vízminőség Kárelhárítási Területi Terv Dráva vízgyűjtő. Pécs, kézirat
33. **DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG** (1986B): Védelmi Szabályzat Vízminőség Kárelhárítási Területi Terv Pécsi-víz. Pécs, kézirat
34. **DÉL-DUNÁNTÚLI VÍZÜGYI IGAZGATÓSÁG – DÉL-DUNÁNTÚLI KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉG** (2002): A Dráva folyó vízminőségi kárelhárítási terve. Pécsi Hydroterv Bt. (szerk.), kézirat, 64 p.
35. **DÉVAI GY. – JUHÁSZ-NAGY P. – DÉVAI I.** (1992A): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 1. rész: A tudománytörténeti háttér és az elvi alapok. In: Dévai Gy. (szerk.) Vízminőség és ökológiai vízminőség. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 4., pp. 13–28.
36. **DÉVAI GY. – JUHÁSZ-NAGY P. – DÉVAI I.** (1992B): A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 2. rész: A hidrobiológia és a biológiai vízminőség fogalomkörének értelmezése. In: Dévai Gy. (szerk.) Vízminőség és ökológiai vízminőség. Acta Biol. Debr. Hung. 4., pp. 29–48.
37. **DOLGOS G.** (2002): Kiváló és jó élőhelyek minősítése és kiválasztása kémiai paraméterek alapján. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 129–136.
38. **DOLGOSNÉ KOVÁCS A.** (2003): Analitikai módszerek alkalmazása a Dráva-folyó vízminőségének monitorizálása során. In: Börcsök E. – Albert L. (szerk.): A Magyar Tudomány Napja 2002. Kémiai Intézet Tudományos Ülése 2002. november 7. NyME, Erdőmérnöki Kar, Kémiai Intézet, Sopron, pp. 22–25.
39. **DOLGOSNÉ KOVÁCS A.** (2005A): Környezeti monitoring rendszer szerepe a Dráván. In: Pirisi G. – Trócsányi A. (szerk.): Tanulmányok Dr. Tóth József tiszteletére a PTE Földtudományok Doktoriskola hallgatóitól. PTE TTK Földrajzi Intézet Földtudományok Doktoriskola, Pécs, pp. 239–245.
40. **DOLGOSNÉ KOVÁCS A.** (2005B): Környezettudat a mezőgazdaságban. A Falu, 2004. XIX. évf. 4. sz., pp. 19–22.
41. **DOLGOSNÉ KOVÁCS A.** (2007): Vízminőség, vízminősítés. In: Ivelics R. (szerk.): Környezet-és természetvédelem. KÖMEKIK, Pécs, pp. 68–96.
42. **DOLGOSNÉ KOVÁCS A. – FODOR I.** (2007): Water Quality Analysis of the River Dráva between 1968 and 2006. Pollution and water resources, Columbia University Seminar Proceedings Volume XXXVII, pp. 264–281.
43. **DOLGOSNÉ KOVÁCS A. – RONCZYK L.** (2008): A Pécsi-víz vízminőségének alakulása az elmúlt 10 évben. ÖKO. 2006. XIV. évf. 3–4. sz., pp. 15–30.
44. **DUKAI I.** (2005): Kisvízfolyások „jó ökológiai állapotának” medermorfológiai vonatkozásai, megvalósítása és fenntartása. MHT XXIII. Országos Vándorgyűlés, 3/a szekció, Nyíregyháza, CD kiadvány

45. **DWORAK T. – GONZALEZ C. – LAASER C. – INTERWIES E.** (2005): The need for new monitoring tools to implement the WFD. *Environ. Sci. Policy* 8. pp. 301–306.
46. **ECOSTAT** (2003): Overall approach on ecological classification of ecological status and ecological potential: Final version. CIS Working Group 2/a, Report
47. **ENYEDI GY.** (1996): Regionális folyamatok Magyarországon az átmenet időszakában. Budapest, Hilscher Dezső Szociálpolitikai Egyesület. (Ember, Település, Régió)
48. **ERDŐSI F.** (1987): A társadalom hatása a felszínre, a vizekre és az éghajlatra a Mecsek tágabb környezetében. Akadémiai Kiadó, Budapest, 228 p.
49. **FEHÉR G. – OLDAL I.** (2002): A Dráva menti vizes élőhelyek minősítése fitoplankton vizsgálatok alapján. In.: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 104–120.
50. **FEKETE E. – SZABÓ A. – TÓTH Á.** (1991): A vízszennyezés ökológiája. Pro Natura Kiadó, Budapest, 192 p.
51. **FEKETE J.** (2003): Olajmeghatározási módszerek 1. rész. Műszerügyi és Méréstechnikai Közlemények, 39. évf. 71. sz., pp. 17–27.
52. **FEKETE J. – RITZ F.** (2003): Olajmeghatározási módszerek 2. rész. Műszerügyi és Méréstechnikai Közlemények, 39. évf. 72. sz., pp. 39–59.
53. **FELFÖLDY L.** (1974): A biológiai vízminősítés. VHB. 16., VGI, Budapest
54. **FELFÖLDY L.** (1980): Vizek környezettana. Mezőgazdasági Könyvkiadó, Budapest
55. **FELFÖLDY L.** (1987): A biológiai vízminősítés (4. javított és bővített kiadás). Vízügyi Hidrobiológia 16, 1–258. VGI, Budapest
56. **FODOR I.** (1979): A helyi klíma sajátosságai Baranyában. Földrajzi Közlemények Különnyomat – 1979. évi 4. sz., pp. 257–266.
57. **FODOR I.** (1991): A környezetvédelem a falvak érdekérvényesítési lehetőségének egyik területe. In: Kovács T. (szerk.): Válság és kiút. Falukonferencia. MTA Regionális Kutatások Központja, Pécs, pp. 283–287.
58. **FODOR I.** (1993A): A gazdasági struktúraváltás környezeti hatásai Baranya megyében. In: Ligetvári F.-né. (szerk.): A természeti környezet megőrzése a változó világban. XXXV. Georgikon Napok. Pannon Agrártudományi Egyetem, Keszthely, pp. 403–409.
59. **FODOR I.** (1993B): A válsághelyzetek gazdasági átstrukturálódása és ennek környezeti hatásai. In: Árvai J. (szerk.): II. Országos Környezetvédelmi Nyári Akadémia előadásai. Környezetvédelmi Információs Klub, Kaposvár, pp. 219–230.
60. **FODOR I.** (1993C): A falusi térségek környezetvédelme, mint periférikus probléma. In: Kovács T. (szerk.): Kiút a válságból. II. Falukonferencia. MTA Regionális Kutatások Központja, Pécs, pp. 202–205.
61. **FODOR I.** (1994A): A dél-dunántúli régió környezeti állapota a gazdaságfejlesztési stratégia egyik eleme. *Tér és Társadalom*, 8. 1–2. sz., pp. 129–142.

62. **FODOR I.** (1994B): Magyarország környezetterhelésének trendjei. In: Magyarország a XXI. század küszöbén. IV. Magyar Jövőkutatási Konferencia előadásai: 1993. október 8–10., pp. 497–507.
63. **FODOR I.** (1998): A Duna–Dráva Nemzeti Park. Tudományos Dialógus, 1998. 2. sz., pp. 47–58.
64. **FODOR I.** (2000): A környezetvédelem érdekérvényesítése az agrártárségekben. In: Kovács T. (szerk.): Integrált vidékfejlesztés. V. Falukonferencia. MTA Regionális Kutatások Központja, Pécs, pp. 207–211.
65. **FODOR I.** (2001): Környezetvédelem és regionalitás Magyarországon. Dialóg Campus Kiadó, Budapest–Pécs, 488 p. (Studia regionum)
66. **FODOR I.** (2006): Környezeti állapot, természeti erőforrások. In.: Hajdú Z. (szerk.): Dél-Dunántúl. MTA Regionális Kutatások Központja, Dialóg Campus Kiadó, Pécs–Budapest, pp. 149–190. (A Kárpát-medence Régiói, 3.)
67. **FODOR I. – BODNÁR L. – LEHMANN A.** (1999): A természet- és környezetvédelem földrajzi vonatkozásai Magyarországon. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, 391 p.
68. **FODOR I. – SCHUBERT J. (szerk.)** (1991A): Adatok Somogy megye környezetvédelméről, természetvédelméről és vízgazdálkodásáról: Állapotértékelés és a fejlesztés irányai (1990–2000). Pécs, MTA PAB irányításával, Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség, Dél-dunántúli Természetvédelmi Igazgatóság, Dél-dunántúli Vízügyi Igazgatóság közreműködésével, 228 p.
69. **FODOR I. – SCHUBERT J. (szerk.)** (1991B): Adatok Baranya megye környezetvédelméről, természetvédelméről és vízgazdálkodásáról: Állapotértékelés és a fejlesztés irányai (1990–2000). Pécs, Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség, Dél-dunántúli Természetvédelmi Igazgatóság, Dél-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, 193 p.
70. **GARA-NAGY K.** (1999): Vízminőségvédelem és EU csatlakozás. A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. MTA Stratégiai Kutatások Programja, Budapest, kézirat
71. **GAYER J. (szerk.)** (2005): Európai összefogás a vizek jó állapotáért. A Víz Keretirányelv végrehajtásának helyzete Magyarországon és a Duna-vízgyűjtőkerületben. Komáromi Nyomda és Kiadó Kft, Komárom
72. **GERGELY I.** (1983): A sertéstelepi hígtrágya elhelyezése és hasznosítása gazdaságunkban. In: Komárom megyei környezet- és természetvédelmi napok kiadványa. I. szekció előadásai kötet, pp. 3–5.
73. **GULYÁS P.** (1983): KGST biológiai módszerei. VIZDOK, Budapest
74. **GUTI G.** (2002): Vízfolyások ökológiai állapotának minősítése halállomány alapján az EU Víz Keretirányelv szerint. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 48–56.
75. **GYENIZSE P. – LOVÁSZ GY.** (2002): Vizes élőhelyek minősítése geomorfológiai adottságok alapján. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 123–129.
76. **HAIDEKKER B.** (2005): Növényvédőszer a környezetben. OMIKK Környezetvédelmi füzetek 2005. október (2005/7), 60 p.

77. **HAJÓS B. – POROSZLAI J.-NÉ** (2000): A vízgazdálkodás időszerű feladatai. Vízügyi Közlemények LXXXII. (2000, 1.) pp. 5–23.
78. **HAJÓS B.** (2000): A Vízgazdálkodás Országos Konceptiója 2000–2015. ÖKO, XI. évf. 1–2. sz., pp. 1–46.
79. **HAJÓS B.** (2001): A Vízgazdálkodás Országos Konceptiója 2000–2015. II. rész. Vízmű Panoráma, IX. évf., 2. sz., pp. 5–9.
80. **HOCK B.** (1997): Wasserbeschaffenheit der ungarischen Donaustrecke 1995 und ihre Veränderung 1989–1995. GWF-wasser-Abwasser, 138., pp. 244–250.
81. **HOCK B.** (1998A): Transboundary river quality problems in Hungary. European Water Management, 1, 5, pp. 39–45.
82. **HOCK B.** (1998B): Felszíni vizeink minősége a részvízgyűjtők bontásában. MTA Stratégiai kutatások Programja, Budapest, kézirat
83. **HOLLÓ GY.** (2002): Tájékoztató „A vízügyi politika területén a közösségi cselekvés kereteinek meghatározásáról” szóló, 2000/60/EK Európai Parlamenti És Tanácsi Irányelvről és annak hazai végrehajtásával kapcsolatos intézkedésekről. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 3–12.
84. **HORNYÁK M. (szerk.)** (1990): A hazai galvánüzemek környezetszennyező hatásai, a szennyezések csökkentésének lehetőségei. KGI Informatikai Intézet, Budapest, kézirat, 86. p.
85. **HORVÁTH G.** (2002): A Dráva folyó magyar–horvát szakaszának hidrológiai jellemzése az EU keretirányelvének figyelembevételével. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 120–123.
86. **HORVÁTH GY.** (2006): A szocialista iparosítás periféria modellje. In: Hajdú Z. (szerk.): Dél-Dunántúl. MTA Regionális Kutatások Központja, Dialóg Campus Kiadó, Pécs–Budapest, pp. 50–57. (A Kárpát-medence Régiói, 3.)
87. **HRUBI L.** (2006): A régió gazdaságának átalakulási sajátossága. In: Hajdú Z. (szerk.): Dél-Dunántúl. MTA Regionális Kutatások Központja, Dialóg Campus Kiadó, Pécs–Budapest, p. 221. (A Kárpát-medence Régiói, 3.)
88. **IJJAS I.** (2000): Területi vízgazdálkodás. In: Somlyódy L. (szerk.): A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. „Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián” c. sorozat, MTA, Budapest, pp. 245–275.
89. **IJJAS I.** (2005): Környezeti célkitűzések a Víz Keretirányelv (VKI) szerint. VKI oktatóanyag BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest, kézirat
90. **ISTVÁNOVICS V. – SOMLYÓDY L.** (2000): Ökológia és természetvédelem. In: Somlyódy L. (szerk.): A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. „Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián” c. sorozat, MTA, Budapest, pp. 181–207.
91. **JECKEL K.** (1974): A szakosított állattartó telepek környezetvédelmi problémái. In: Koltai J. (szerk.): Környezetvédelem Baranyában és Pécssett; Műszaki és Közgazdasági Propaganda Hónap keretében szervezett anket előadásai (március 19–20.), pp. 95–103.

92. **JOLÁNKAI G. – BÍRÓ I.** (2001): A vízminőségi célállapot. Vízügyi Közlemények, LXXXIII. évf., 2. füzet. pp. 317–337.
93. **KÁDÁR L.** (1971): Vízminőségvédelem. In: Nagy L. (szerk.): A vízgazdálkodás fejlődése. TIT, Országos Vízgazdálkodási Szakcsoport, Budapest, pp. 506–540.
94. **KATONA E.** (1982): A vizek minőségének védelme. In: Wisnovszky I. (szerk.): I. Vízkészletgazdálkodás, vízminőségvédelem, ipari vízgazdálkodás. VIZDOK, Budapest, pp. 28–56.
95. **KATONA E. (szerk.)** (1984): Vízminőségi kárelhárítás kézikönyve. VIZDOK, Budapest
96. **KATONA E. (szerk.)** (1989): A vízminőség szabályozás kézikönyve. Aqua Kiadó, Budapest, 323 p.
97. **KELEMEN B.** (1983): A mezőgazdaság és környezetvédelem kapcsolatrendszer higiénés szempontjai. In: Komárom megyei környezet- és természetvédelmi napok kiadványa, Plenáris ülés előadásai kötet, pp. 34–39.
98. **KGI** (1997): A vízminőségi célállapot meghatározására folyó vizsgálatok továbbfejlesztése. Budapest, kézirat
99. **KISS GY.** (1974): Vízgazdálkodás és környezetvédelem Baranyában. In: Koltai J. (szerk.): Környezetvédelem Baranyában és Pécsen. Műszaki és Közgazdasági Propaganda Hónap keretében szervezett ankét előadásai (március 19–20.), pp. 95–103.
100. **KOVÁCS A.** (2002A): A Dráva-folyó vízminőség vizsgálata és a korszerű adatgyűjtés,-feldolgozás lehetőségei. In: Krizsán J. (szerk.): VIII. International students conference of global environment protection. Tessedik Sámuel Főiskola Mezőgazdasági Főiskolai Kar, Mezőtúr, p. 66.
101. **KOVÁCS A.** (2002B): Experiences on the water-quality analysis of the River Drava and the possible ways of the data-processing in the future. In: Janeskárné Anweiler I. – Orbán F. (szerk.): 40TH Anniversary of Pollack Mihály College of Engineering International Symposium. Proceedings volume I., PTE PMMFK, Pécs, pp. 387–394.
102. **KOVÁCS A. – RONCZYK L.** (2006): Changes in the Water Quality of Pécs-víz. In: Pollution and water resources, Columbia University Seminar Proceedings Volume XXXVI, pp. 147–157.
103. **KOVÁCS A. – RONCZYK L. – CZIGÁNY SZ.** (2006): Water Quality Analyses of the Pécsi-víz between 1996 and 2005. In: Rein Ahas et. Al (eds): Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis, Managing Drought and Water Scarcity in Vulnerable Environments 101. Tartu, pp. 128–137.
104. **KOVÁCS A. – RONCZYK L.** (2005): The role of the floodplain in the sustainable wateruse in Pécs. Geographical Review Vol. CXXIX (LIII) 2005. International Edition, pp. 61–66.
105. **KOVÁCS Á. – JESZTÁK L. – SIMSAY I.-NÉ – HEINER T. – BITTNER Z. – ZOMBAI L. – MEGYERI M. – ÖTVÖS K.** (1993): Információk a Dráva vízgyűjtő Magyarországi területéről (kivéve: a Mura vízgyűjtő). Szakértői jelentés, Pécs, kézirat, 59 p.
106. **KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTERIUM:** 132/2003. (XII. 11.) OGY határozat a 2003-2008. közötti időszakra szóló Nemzeti Környezetvédelmi Programról <http://www.complex.hu/kzldat/o03h0132.htm/o03h0132.htm#kagy4> (2008. 04. 15. letöltés)

107. **KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTERIUM – KÖRNYEZETGAZDÁLKODÁSI INTÉZET KÖRNYEZETVÉDELMI INTÉZETE:** Vizeink minősége (1997; 1998; 1999; 2000; 2001; 2002 évi kiadványok). Kutatási jelentések, Budapest
108. **KÖRNYEZETVÉDELMI ÉS VÍZÜGYI MINISZTERIUM:** Az uránbányászat felszámolását követő hosszú távú feladatok. Kármentesítési Füzetek 9., Budapest (2007.08.12. letöltés) <http://www.kvvm.hu/szakmai/karmentes/kiadvanyok/karmfuzet9/karmfuz9-13.htm>
109. **KSH Baranya megyei Igazgatósága:** Baranya megye statisztikai évkönyve. Pécs, 1968–2003 év közöttiek
110. **KSH Pécsi Igazgatósága:** Baranya megye évkönyv. Pécs, 2004, 2005 évek
111. **KSH Somogy megyei Igazgatósága:** Somogy megye statisztikai évkönyve. Kaposvár, 1968–2003 év közöttiek
112. **KSH Pécsi Igazgatósága:** Somogy megye évkönyv. Pécs, 2004, 2005 évek
113. **LÁSZLÓ B. – SZILÁGYI F. – SZILÁGYI E. – HELTAI GY.** (2006): Kis vízfolyások Víz Keretirányelvnek megfelelő monitorozó rendszerének megalapozó vizsgálata fiziko-kémiai és kémiai minőségi elemekre. MHT XXIV. Országos Vándorgyűlés, 1/1 szekció, Pécs, 2006. 07. 5–6. CD-kiadvány
114. **LÁSZLÓFFY W.** (1971): Magyarország vízviszonyai. In: Nagy L. (szerk.): A vízgazdálkodás fejlődése. TIT, Országos Vízgazdálkodási Szakcsoport, Budapest, pp. 134–136.
115. **LEHMANN A.** (2002): Természetföldrajzi jellemzés. In: Iványi I. – Lehmann A. (szerk.): Duna–Dráva Nemzeti Park. Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 17–90.
116. **LIEBE P. (szerk.)** (1994): Magyarország vízkészleteinek állapotértékelése. VITUKI Rt, Budapest
117. **LITERÁTHY P.–SOMLYÓDY L.–LÁSZLÓ F.** (1982): Nehézfémek a vízben és az üledékben. In: Literáthy P. (szerk.): Felszíni vizek nehézfém szennyezései. Műszaki Könyvkiadó, Budapest
118. **LOVÁSZ GY.** (1961): Adatok a Dráva vízgyűjtőjének vízjárás viszonyaihoz. Földrajzi Értesítő, pp. 23–44.
119. **LOVÁSZ GY.** (1964): Geomorfológiai tanulmányok a Dráva-völgyben. In: MTA DTI Értekezések, 1963. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 67–114.
120. **LOVÁSZ GY.** (1968): Vízföldrajzi tanulmányok a Rinya és a Karasica vízgyűjtőben. In: MTA DTI Értekezések 1967–1968. Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 27–59.
121. **LOVÁSZ GY.** (1972): A Dráva–Mura vízrendszer vízjárási és lefolyási viszonyai. Akadémiai Kiadó, Budapest, 158 p.
122. **LOVÁSZ GY.** (2000): Általános vízföldrajz. Egyetemi tankönyv, Univ. Press, Pécs, 233 p.
123. **LOVÁSZ GY. (szerk.)** (2003): Magyarország természeti földrajza III. Tájföldrajz. Egyetemi tankönyv, PTE Természettudományi Kar, Pécs, pp. 9–74.
124. **MAJER J.** (2002): Az integrált biotikai index (IBI) alkalmazási lehetősége halakon. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvnek bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 56–62.

125. **MAJORLAKI J.** (1974): Dél-baranya vízminőségvédelmi terve. In: Koltai J. (szerk.): Környezetvédelem Baranyában és Pécsen. Műszaki és Közgazdasági Propaganda Hónap keretében szervezett ankét előadásai (március 19–20.), pp. 121–125.
126. **MAROSI S. – SOMOGYI S. (szerk.)** (1990): Magyarország kistájainak katasztere. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 140–152., pp. 528–545., pp. 547–593.
127. **MAROSI S. – SZILÁRD J.** (1981): A domborzat kialakulás és általános jellemzése. A felszín kialakulása. In: Ádám L. – Marosi S. – Szilárd J. (szerk.): A Dunántúli-dombság. (Dél-Dunántúl) Akadémiai Kiadó, Budapest, pp. 93–102., pp. 249–272.
128. **MARTONNÉ ERDŐS K.** (2002): Magyarország természeti földrajza I. Debreceni Egyetem Kossuth Egyetemi Kiadója, Debrecen, 236 p.
129. **MÁTHÉ K.** (1974): Pécs városban a csapadékvíz elvezetésének és az erózióvédelem problémái. In: Koltai J. (szerk.): Környezetvédelem Baranyában és Pécsen. Műszaki és Közgazdasági Propaganda Hónap keretében szervezett ankét előadásai (március 19–20.), pp. 129–133.
130. **MEZŐSI G.** (1990): Domborzati adatok; Földtani adottságok. (Alföld) In: MAROSI S. – SOMOGYI S. (szerk.): Magyarország kistájainak katasztere I. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 140–141., pp. 144–145.
131. **MONITOROZÁS ÚTMUTATÓ** (2004): A EU Víz Keretirányelv Monitorozás útmutatójának áttekintése és adaptálása magyar nyelvre, Budapest, kézirat
132. **MÜLLER P.** (1997): Az újabb neogén. In: Karátson D. – Száraz M. Gy. (szerk.): Pannon Enciklopédia – Magyarország földje – Kertek 2000, pp. 127–129.
133. **NAGY L. (szerk.)** (1971): A vízgazdálkodás 30 éve. VIZDOK, Budapest, 308 p.
134. **NAGYMEGYERINÉ MEGYERI M.** (2004): A környezetterhelési (vízterhelési) díj környezeti és gazdasági kérdései. Ph.D. értekezés, PTE TTK Földtudományok Doktori Iskola, Pécs
135. **NÉMETH J.** (1998): A biológiai vízminősítés módszerei. Vízi Természet- és Környezetvédelem 7., KGI, Budapest, pp. 1–303.
136. **NYERS J. – ÖTVÖS K. – SCHALLER K. – VÁRHEGYINÉ KISS Zs.** (2006): A mecseki szénbányászat és felhagyásának vízföldtani hatásai. MHT XXIV. Vándorgyűlés <http://www.hidrologia.hu/vandorgyules/24/Szkecio/240504.htm> (2007.10.25. letöltés)
137. **NOVÁKY B.** (2000): Az éghajlatváltozás vízgazdálkodási hatásai. Vízügyi Közlemények LXXXII. évf., 3–4. füzet
138. **OLDAL M.** (2006): A Dráva vízminőségének változása 1995–2004 között. Diplomamunka, PTE TTK, Pécs–Tihany
139. **ORSZÁGOS VÍZÜGYI FŐIGAZGATÓSÁG** (1966): Egységes vízminőségi kritériumok és normák, valamint osztályozásuk elve. Budapest
140. **ORSZÁGOS VÍZÜGYI FŐIGAZGATÓSÁG** (1965): Dél-Dunántúl vízgazdálkodási keretterve. OVF, Budapest, kézirat, 391 p.

141. **ORSZÁGOS VÍZÜGYI HIVATAL** (1981): A vízi környezet védelmének hosszútávú koncepciója és követelményrendszere. VIZDOK, Budapest, 41 p.
142. **ORSZÁGOS VÍZÜGYI HIVATAL VÍZKÉSZLETGAZDÁLKODÁSI OSZTÁLY** (1972): Vízminőségvizsgálati törzshálózati felszíni vízmintavételi helyek országos hálózata. Budapest
143. **ORTMANN-NÉ AJKAI A. – CZIROK A. – DÉNES A. – OLDAL I. – FEHÉR G. – GOTS ZS. – KAMARÁSNÉ BUCHBERGER E. – SZABÓ E. – VÖRÖS ZS. – WÁGNER L.** (2002) Dráva holtágak komplex állapotértékelése. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 68–80.
144. **ÖTVÖS ÉS TÁRSA KFT** (2002): A bányászati tevékenységből eredő kockázatos anyag fajták és a kapcsolódó határértékek. Pécs, kézirat
145. **PAPP S. – ROLF K.** (1992): Környezeti kémia. Tankönyvkiadó, Budapest, 358 p.
146. **PÁSZTÓ P.** (1998): Vízminőségvédelem, vízminőség szabályozás. Veszprémi Egyetemi Kiadó, Veszprém, 200 p.
147. **PERCZEL GY.** (1993): Természeti erőforrások hasznosítása és környezeti hatása. In: Árvai J. (szerk.): II. Országos Környezetvédelmi Nyári Akadémia előadásai. Környezetvédelmi Információs Klub, Kaposvár, pp. 124–139.
148. **PÉCSI M.** (1988): Geomorfológiai szintek kora a Magyar-középhegységben. Földrajzi Közlemények, XXXVI. évf., 1–2. sz., pp. 27–41.
149. **PÉCZELY GY.** (1998): Éghajlat. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, pp. 258–284.
150. **RAJKAI K.** (1990): Talajok. In: MAROSI S. – SOMOGYI S. (szerk.) Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, p. 142., p. 147., pp. 535–5536., p. 540., pp. 545–546., pp. 549–550., pp. 570–571.
151. **REGŐSNÉ KNOSKA J.** (2002): Növényvédőszer a felszíni vizekben. OMIKK. Műszaki Információ–Környezetvédelem, 2–3. sz., pp. 43–53.
152. **REFCOND** (2002): Guidance on establishing reference conditions and ecological status class boundaries for inland surface waters. Produced by CIS Working Group 2.3 REFCOND
153. **RONCZYK L. – LÓCZY D.** (2006): Alternative stormwater management in Pécs. In: Rein Ahas et.al (szerk.) Publicationes Instituti Geographici Universitatis Tartuensis, Managing Drought and Water Scarcity in Vulnerable Environments 101. Ed. Antti Roose, Tartu, Estonia, pp. 113–121.
154. **RONCZYK L. – TRÓCSÁNYI A.** (2006): Some changes in urban environment in Pécs. In: Ronczyk L. – Tóth J. – Wilhelm Z. (szerk.): Sustainable Triangle 1. Pécs–Graz–Maribor. Sciences, Municipalities, Companies for the Sustainable Future. University of Pécs. pp. 174–182.
155. **RONCZYK L. – WILHELM Z.** (2006): Beneficial Use of the Stormwater in Pécs. In: Grazer Schriften der Geographie und Raumforschung. Band 40/2006, pp. 135–144.
156. **SALLAI Z.** (2002): A Drávai vizes élőhelyek minősítése halfauna alapján. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 80–104.

157. **SÁNTHA A.** (1996): Környezetgazdálkodás. Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest
158. **SCHEIERLING S.** (1998): Toward improved water quality management in Central and Eastern Europe. *Water Resources Development*, 14. k.1., pp. 5–24.
159. **SCHMIDT J.** (2007): Vízierőművek a Dráván. *Hidrológiai Közlöny*, 87. évf. 1. sz., pp. 19–27.
160. **SCHWEITZER F.** (1997): On late Miocene - early Pliocene desert climate in the Carpathian Basin. *Zeitschrift für Geomorphologie: Supplementband*; 110. pp. 37–43.
161. **SCHWEITZER F. – SZŐÖR GY.** (1992): Adatok a Magyar-medence száraz-meleg klímájához a mogyoródi „sivatagi-kéreg” alapján. *Földrajzi Közlemények*, 1992/3–4. sz., pp. 105–123.
162. **SIMONFFY Z.** (2000A): Hazai vízigények és vízkészletek stratégiai szempontjai. *Vízügyi Közlemények Vol. LXXXII.* (2000, 3–4. sz.), pp. 449–486.
163. **SIMONFFY Z.** (2000B): Vízigények és vízkészletek. In: Somlyódy L. (szerk): *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. „Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián” c. sorozat*, MTA, Budapest, pp. 113–143.
164. **SIMONFFY Z.** (2005): Tipológia, víztest kijelölés, besorolás. VKI oktatóanyag, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest, kézirat
165. **SOMLYÓDY L.** (2000A): A hazai vízgazdálkodás és stratégiai pillérei. In: Somlyódy L. (szerk): *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. „Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián” c. sorozat*, MTA, Budapest, pp. 35–79.
166. **SOMLYÓDY L.** (2000B): A hazai vízgazdálkodás és stratégiai pillérei. *Vízügyi Közlemények Vol. LXXXII.* (2000, 3–4. sz.), pp. 377–418.
167. **SOMLYÓDY L.** (2000C): A víz és a vízgazdálkodás. *Vízügyi Közlemények Vol. LXXXII.* (2000, 3–4. sz.), pp. 356–377.
168. **SOMLYÓDY L.** (2000D): Víz és vízgazdálkodás. In: Somlyódy L. (szerk): *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. „Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián” c. sorozat*, MTA, Budapest, pp. 13–35.
169. **SOMLYÓDY L.** (2000E): A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdéseinek összefoglalása. *Vízügyi Közlemények, Vol. LXXXII.* (2000, 3–4. sz.), pp. 691–725.
170. **SOMLYÓDY L. – BUZÁS K. – CLEMENT A. – LICSKÓ I.** (2000A): A települési vízgazdálkodás stratégiai kérdései. *Vízügyi Közlemények Vol. LXXXII.* (2000, 3–4. sz.), pp. 625–666.
171. **SOMLYÓDY L. – BUZÁS K. – CLEMENT A. – LICSKÓ I.** (2000B): Települési vízgazdálkodás. In: Somlyódy L. (szerk): *A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. „Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián” c. sorozat*, MTA, Budapest, pp. 275–312.
172. **SOMLYÓDY L. – HOCK B.** (1985): Vízkincsünk mennyisége és minősége. *Vízügyi Közlemények*, 1., pp. 158–166.
173. **SOMLYÓDY L. – HOCK B.** (1988): Felszíni vizeink minőségének alakulása. *Időjárás*, 2–3. sz., pp. 110–128.

174. **SOMLYÓDY L. – HOCK B.** (1991): State of water environment in Hungary. European water pollution control, 1., Brussels, pp. 43–52.
175. **SOMLYÓDY L. – HOCK B.** (2000A): A vízminőség és szabályozása Magyarországon. Vízügyi Közlemények Vol. LXXXII. (2000, 3–4. sz.), pp. 486–525.
176. **SOMLYÓDY L. – HOCK B.** (2000B): Vízminőség és szabályozása. In: Somlyódy L. (szerk.): A hazai vízgazdálkodás stratégiai kérdései. „Magyarország az ezredfordulón. Stratégiai Kutatások a Magyar Tudományos Akadémián” c. sorozat, MTA, Budapest, pp. 143–181.
177. **SOMLYÓDY L. – HOCK B. – CLEMENT A. – SIMONFFY Z.** (2000): Vízminőség és szabályozása. MTA Stratégiai kutatások Programja, Budapest, kézirat
178. **SOMLYÓDY L. – HOCK B. – GORZÓ GY.** (1990): Felszíni vizek minőségének értékelése: javaslat a korszerűsítésre. Vízügyi Közlemények. LXXII. évf. 2. sz., pp. 121–142.
179. **SOMOGYI S.** (1990A): Vízrajz. In: Marosi S.–Somogyi S. (szerk.): Magyarország kistájainak katasztere I. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, pp. 145–146.
180. **SOMOGYI S.** (1990B): Tájtipológiai összegzés. In: Marosi S. – Somogyi S. (szerk.): Magyarország kistájainak katasztere I–II. MTA Földrajztudományi Kutatóintézet, Budapest, p. 143., p. 147., p. 584.
181. **SÜMEGHY J.** (1923): Földtani megfigyelések a Zala–Rába közé eső területekről. Földrajzi Közlemények, pp. 18–28.
182. **SÜMEGHY J.** (1953): Medencéink pliocén és pleisztocén rétegtani kérdése. MÁFI Évi jelentés 1951-ről, pp. 83–109.
183. **STUNDL K.** (1976): A Mura és Dráva vízminősége. Hidrológiai Közlöny, 6., pp. 268–272.
184. **SZEBÉNYI T.** (2004): A Víz Keretirányelv (VKI) bevezetésének helyzete Magyarországon. Vízmű Panoráma, XII. évf., 4. sz., pp. 10–13.
185. **SZENES E.-NÉ (szerk.)** (1995): Környezetvédelem az élelmiszeripari kis- és középüzemekben. Termelők kiskönyvtára sor. 9. Integra Projekt Kft., Budapest, pp. 49–54.
186. **SZILÁGYI F.** (2002): Előzetes javaslat az EU Víz Keretirányelvének megfelelő hazai felszíni víztér tipológia elemeire. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 13–34.
187. **SZILÁGYI F.** (2005): Felszíni vizek referencia állapota, referencia helyek. VKI oktatóanyag, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest, kézirat
188. **SZILÁGYI F. – SZILÁGYI E. – LÁSZLÓ B. – LICSKÓ I.** (2005): Implementation of Water Framework Directive: Surveillance monitoring of acidified waters, In: Proc. of the 21th Meeting of the ICP Waters Program Task Force in Tallinn, Estonia
189. **SZILVÁSSY Z.** (2001): A Dráva. Reális Zöld Valóság, 2001. tavasz
190. **SZILVÁSSY Z.** (2004): A huszonegyedik vízlépcső (Vízlépcsők a Dráván). Mérnök Újság, XI. évf., 3. sz., 2004. március, Magyar Mérnöki Kamara, pp. 6–8.
191. **SZIRTES B. (szerk.)** (1993): A mecseki kőszénbányászat. Kútforrás Kft. Pécs, Pécs, pp. 15–470.

192. **SZLÁVIK L. – IJJAS I.** (2000): A magyar vízgazdálkodás jellemzése. *Vízügyi Közlemények* LXXXII. (2000, 1. sz.), pp. 23–85.
193. **SZÚCS J.** (1993): A Dél-Dunántúli régió területfejlesztési problémái. In: Árvai J. (szerk.): II. Országos Környezetvédelmi Nyári Akadémia előadásai, Környezetvédelmi Információs Klub, Kaposvár, pp. 21–36.
194. **THYLL SZ.** (2000): *Vízszennyezés, vízminőségvédelem.* Egyetemi Kiadó, Debrecen
195. **THYLL SZ.** (2003): Az állattartás és a vízkészlet védelme. In: *Az állategészségügy és az agrárroktatók.* Debrecen. pp. 84–88
196. **THYLL SZ. (szerk.)** (1996): *Környezetgazdálkodás a mezőgazdaságban.* Mezőgazda Kiadó, Budapest, 425 p.
197. **T. NAGY M. – CSÉPES E. – ARANYNÉ RÓZSAVÁRI A. – BANCSEI I. – KOVÁCS P. – VÉGVÁRI P. – ZSUGA K.** (2004): A hosszú-távú adatsorok értékelésének korlátai. *Hidrológiai Közlemény,* 84. évf., pp. 162–166.
198. **TÓTH J.** (1994): The interaction of social-economic development and environmental economy. In: Fodor I. – Walker, G. P. (ed): *Environmental policy and practice in East and West Europe.*- Centre for Regional Studies, Hungarian Academy of Science, Pécs, pp. 59–63.
199. **UHERKOVICH G.** (1974): Megyénk hidrobiológiai problémái. In: Koltai J. (szerk.): *Környezetvédelem Baranyában és Pécsen.* Műszaki és Közgazdasági Propaganda Hónap keretében szervezett ankét előadásai (március 19–20.), pp. 107–113.
200. **UHERKOVICH G.** (1979): A Dráva magyarországi szakaszának algavegetációjáról. *Janus Pannonius Múzeum Évkönyve* 23., pp. 7–23.
201. **UHERKOVICH Á. (szerk.)** (1995): *A Dráva mente állatvilága I. (kötet).* Dunántúli Dolgozatok Természettudományi sorozat, Baranya Megyei Múzeumok Igazgatósága, Pécs, 210 p.
202. **URI N. D.** (1997): Incorporating the environmental consequences in the fertilizer use decision *The Science of the Total Environment,* 201. k. 2., pp. 99–111.
203. **VADÁSZ J.** (1983): Kémiai hígrágyakezelés. In: *Komárom megyei környezet- és természetvédelmi napok kiadványa. I. szekció előadásai kötet,* pp. 12–17.
204. **VARGA D.** (2002): A Dráva-völgyi szakasz rövid jellemzése. In: Iványi I. – Lehmann A. (szerk.): *Duna–Dráva Nemzeti Park.* Mezőgazda Kiadó, Budapest, pp. 126–132.
205. **VARGA P.** (1991): Az olajok analitikai meghatározása. In: Barótfi I. (szerk.): *Környezettechnika kézikönyv,* Környezettechnikai szolgáltató Kft., Budapest, pp. 263–266.
206. **VÁRNAGY L.** (1995): *Növényvédelem és környezetvédelem.* Veszprémi Egyetem, Veszprém, 121 p.
207. **VERMES L.** (1995): *Hulladékgazdálkodás a növénytermesztésben és az állattenyésztésben.* ÖKO, VI. évf. 1–2. sz., pp. 67–73.
208. **VÍZGAZDÁLKODÁSI INTÉZET** (1984): *Vízgazdálkodási együttműködés az államhatárokkal megosztott vízgyűjtőkben.* Budapest, 249 p.

209. **VÍZGAZDÁLKODÁSI TUDOMÁNYOS KUTATÓKÖZPONT I. VÍZRAJZI INTÉZETE** (1978.): Felszíni vízminőségi törzshálózati vizsgálatok jegyzéke 1968–1977.
210. **VIZITERV** (1970): A Dráva folyó hidrológiai, hidraulikai és potamológiai vizsgálata. Budapest, kézirat
211. **WFD** (2000): Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC Establishing a framework for community action in the field of water policy. European Union, Luxembourg PE–CONS 3639/1/00 REV 1.
212. **WOYNIROVICH E.** (2003): Vizeinkről mindenkinek (Vizeink minősége közügy). Agroinform Kiadó, Budapest, 270 p.
213. **ZÁVOCZKY SZ.** (2002): Összefoglaló jelentés a Dráva folyó természeti monitoringjának tevékenységéről. In: Hanyus E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. WWF, Budapest, pp. 63–68.

ÁBRÁK JEGYZÉKE

4.1. ábra: A Dráva Automata Monitor Allomás Barcson a.; Vízkivételi mű b.; Műszerpark.....	23
4.2. ábra: A Víz Keretirányelv főbb elemeinek kapcsolatrendszere	25
4.3. ábra: A vizek minősítése a VKI szerint.....	29
4.4. ábra: Az ökológiai minőségen alapuló ökológiai állapot osztályozás arányskálán történő megjelenítésének alapelvei.....	31
4.5. ábra: A felszíni vizek monitorozása a Víz Keretirányelv ajánlásai szerint.....	32
6.1. ábra: Elméleti modell Magyarország környezeti állapotának romlására a gazdasági, társadalmi és politikai válságok hátterével	55
6.2. ábra: A környezetvédelmi beruházásokra fordított összegek Baranya és Somogy megyékben 1985 és 1992 között.....	59
6.3. ábra: A környezetvédelmi beruházások célok szerinti megoszlása Baranya és Somogy megyékben 1985 és 1992 között	59
6.4. ábra: A felszíni vizekbe kibocsátott ipari szennyvizek mennyisége annak szennyezettsége szerinti bontásban a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 1960-ban	62
6.5. ábra A felszíni vizekbe bevezetett ipari vízkibocsátás mennyisége a szennyező forrás települések közti megoszlásban a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 1960-ban	62
6.6. ábra: A felszíni vízfolyásokba bevezetett szennyvizek mennyisége 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában	68
6.7. ábra: A felszíni vízfolyásokba bevezetett szennyvízkibocsátás a részvízgyűjtők közti megoszlásban 1985, 1992, 2000 és 2005 években a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén.....	69
6.8. ábra: A felszíni vízfolyásokba bevezetett szennyvizek mennyisége a kezelése szempontjából 2002-ben a teljes magyarországi (rész)vízgyűjtő és a (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában	70
6.9. ábra: A felszíni vizekbe bevezetett szennyvizek mennyisége kezelés szempontjából a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén 1989, 2000-2005 években	71
6.10. ábra: A felszíni vizekbe bevezetett települési szennyvizek mennyisége kezelés szempontjából a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente (3-2) és Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén	71
6.11. ábra: A felszíni vizekbe bevezetett ipari szennyvizek mennyisége kezelés szempontjából a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente (3-2) és Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén	72
6.12. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése a KOI_k paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában.....	74
6.13. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése az összes oldott anyag paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában.....	75
6.14. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése az NH_4-N paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában.....	76
6.15. ábra: A felszíni vizek szennyezőanyag terhelése a SZOE paraméter szempontjából az eredet szerinti (a.) és a részvízgyűjtők szerinti (b.) bontásban az 1985, 1989, 1992, 1993 években illetve 2000 és 2005 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének vonatkozásában.....	77
6.16. ábra: Egyéb szennyvízkezelő létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén	79
6.17. ábra: A szennyvízbírságok alakulása 1980 és 2006 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén.....	81
6.18. ábra: A szennyvízbírságok alakulása a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységeken 1980 és 2006 között a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén.....	81
6.19. ábra: A szennyvízbírságok megoszlása a települési, intézményi (a.) és az ipari (b.) szennyezők tekintetében a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek között 1980-2006-ig a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén	83
6.20. ábra: Az állatlétszám változása Baranya és Somogy megyében 1968 és 2005 között (A háztáji, a kiségitő és az egyéni gazdaságok adatai nélkül.)	85
6.21. ábra: A rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyeztető sertés (a.) és szarvasmarha (b.) állatlétszám megoszlása a részvízgyűjtőkön 1986-ban	86
6.22. ábra: A sertés (a.) és a szarvasmarha (b.) állatlétszám megoszlása a részvízgyűjtőkön 2004-ben (Sertés 100 db-tól; szarvasmarha 50 db-tól; baromfi 10000 db-tól; 50 db anyanyúl és szaporulata.)	86

6.23. ábra: Az állattartás tartástechnológia szerinti megoszlása a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 2004-ben	90
6.24. ábra: Trágya tároló kapacitások és azok műszaki védelme a Dráva (rész)vízgyűjtőn a 2006. évi állapot alapján	91
6.25. ábra: Állattartás és trágyatárolók a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	92
6.26. ábra: A szántó művelési ág, az összes mezőgazdasági, illetve az összes termőterület változása Baranya és Somogy megyében 1970 és 2005 között	93
6.27. ábra: Műtrágyázott terület (ha) - Műtrágya mennyiség (t) Baranya (a.) és Somogy (b.) megyékben 1971 és 2005 között	94
6.28. ábra: A műtrágya Nitrogén : Foszfor : Kálium arányának változása Baranya (a.) és Somogy (b.) megyékben 1973 és 2005 között	95
6.29. ábra: Szerves trágyázott terület (ha) - Szerves trágya mennyiség (t) Baranya (a.) és Somogy (b.) megyékben 1971 és 2005 között	96
6.30. ábra: A döngkutak megoszlása a részvízgyűjtőkön a veszélyes anyag mennyisége (m ³) a.;	105
6.31. ábra: A lerakott (szilárd) hulladék térfoga a Dráva (rész)vízgyűjtő részvízgyűjtőinek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	108
6.32. ábra: A hulladéklerakók kockázatának megítélése a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	109
6.33. ábra: A lerakott (szilárd) hulladék térfogata a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	110
6.34. ábra: A hulladéklerakók megoszlása és kockázatuk megítélése a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	110
6.35. ábra: A hulladéklerakók rendezettsége a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	110
6.36. ábra: A hulladéklerakók rendezettsége a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	111
6.37. ábra: A hulladéklerakók felső fedőrétege a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	112
6.38. ábra: A hulladéklerakók által használt terület nagysága a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	113
6.39. ábra: A hulladéklerakók felső fedőrétege a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	113
6.40. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	114
6.41. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén a gyűjtött és a tárolt anyagok minőségével kapcsolatba hozható csoportosítás szerint a 2006. évi állapot alapján	115
6.42. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési alegységek vizsgált területén a 2006. évi állapot alapján	116
6.43. ábra: Gyűjtő, tároló létesítmények a Rinya-mente (3-2) és a Fekete-víz (3-3) vízgyűjtő-tervezési egységek vizsgált területén a gyűjtött és a tárolt anyagok minőségével kapcsolatba hozható csoportosítás szerint a 2006. évi állapot alapján	116

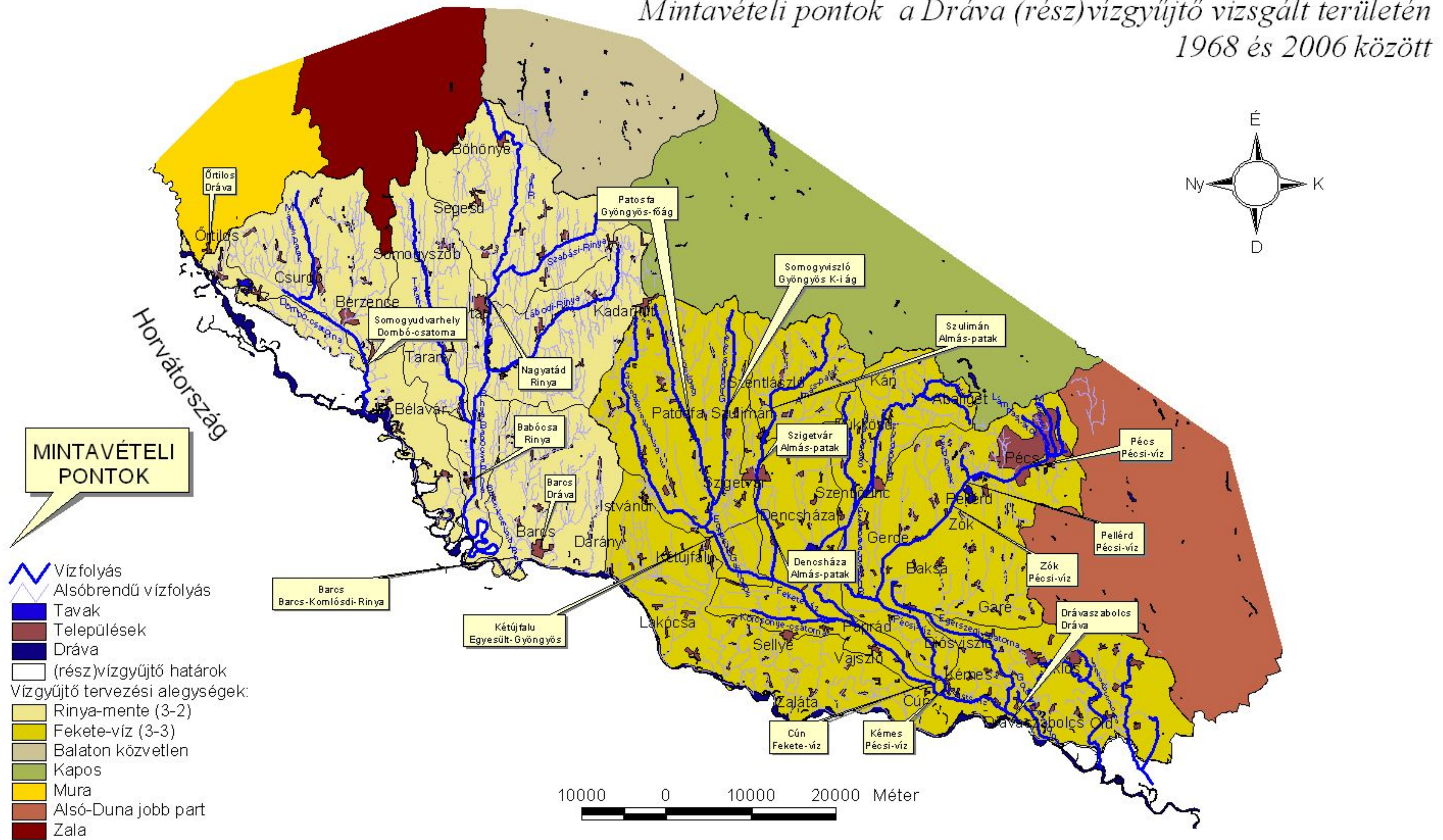
TÁBLÁZATOK JEGYZÉKE

4.1. táblázat: A vízmintavételek helye és száma (db) 1968 és 1982 között a Dráván.....	16
4.2. táblázat: A törzshálózati rendszer keretében vizsgált vízminőségi alap-paraméterek a Dráván	17
4.3. táblázat: Meghatározandó paraméterek az MSZ 12749:1993 alapján	20
4.4. táblázat: Kiegészítő mintavételi helyek a Dráva (rész)vízgyűjtőjének vizsgált területén	22
4.5. táblázat: Felszíni vizekkel kapcsolatos új fogalmak.....	26
5.1. táblázat: A Dráva bal parti magyar oldalán betorkolló jelentősebb vízfolyások.....	47
5.2. táblázat: A dolgozat szempontjából releváns vízfolyások főbb vízrajzi adatai.....	49
6.1. táblázat: Ipari szennyezőforrások a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén az 1960-as években.....	61
6.2. táblázat: Újabb ipari szennyezőforrások a Dráva (rész) vízgyűjtő vizsgált területén az 1980-as években....	63
6.3. táblázat: Rendkívüli szennyezések szempontjából veszélyeztetőnek minősülő állattartás a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 1986-ban.....	88
6.4. táblázat: Bányavízemelés (savas) mennyisége (m ³ /év) a Széchenyi akna és az István akna szénbányáknál 1965 és 1990 között.....	101
7.1. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Dombó-csatornán és a Zsdála-patakon.....	118
7.2. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Rinyán és a Barcs-Komlósi-Rinyán.....	125
7.3. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Fekete-víz részvízgyűjtőjén (kivéve Pécsi-víz).....	140
7.4. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Pécsi-vízen.....	156
7.5. táblázat: Mintavételi helyek és időszakok a Dráván	168

TÉRKÉPEK JEGYZÉKE

3.1. térkép: Mintavételi pontok a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén 1968 és 2006 között.....	8
4.1. térkép: Víztestek tipizálása a Víz Keretirányelv szerint a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén.....	28
5.1. térkép: A Dráva teljes (rész)vízgyűjtő területe	36
5.2. térkép: A Dráva (rész)vízgyűjtő tájkatasztere	39
5.3. térkép: A Dráva (rész)vízgyűjtő védett és védelemre tervezett területei.....	53
6.1. térkép: Szennyvíztisztító létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein.....	80
6.2. térkép: Állattartó telepek a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezésialegységein.....	91
6.3. térkép: Bányavíz betáplálás helye a Pécsi-víz részvízgyűjtőbe.....	100
6.4. térkép: Bányászati tevékenységek a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein.....	102
6.5. térkép: Döngkutak a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein.....	105
6.6. térkép: Hulladéklerakók a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein.....	107
6.7. térkép: Gyűjtő, tároló létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein.....	116
6.8. térkép: Kármentesítések a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein.....	117






*Mintavételi pontok a Dráva (rész) vízgyűjtő vizsgált területén
1968 és 2006 között*



*Víztestek tipizálása a Víz Keretirányelv szerint
a Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területén*

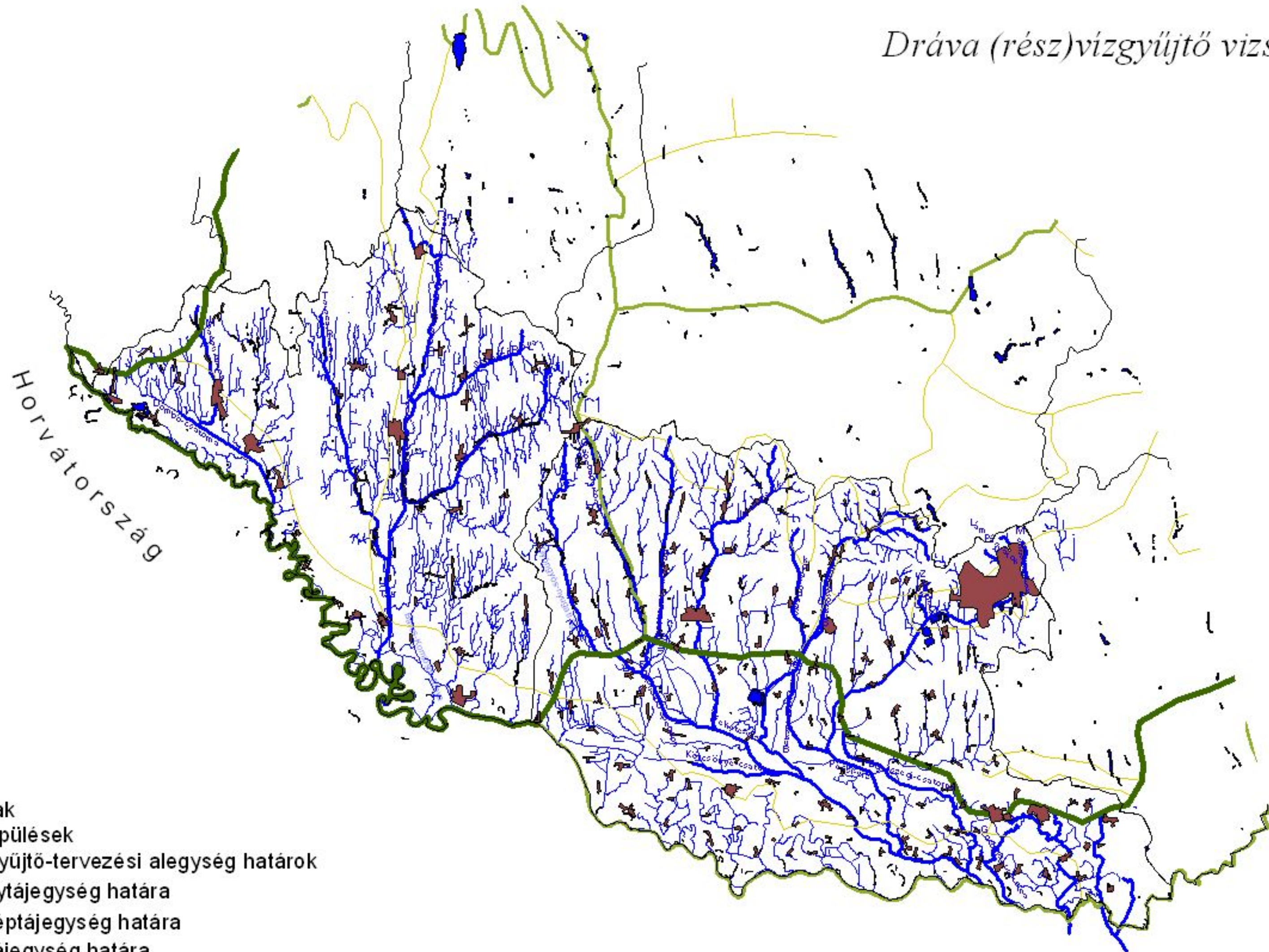
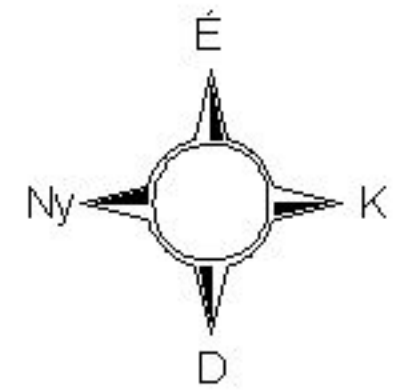



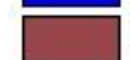






Víztest típusok

-  Hv-Me-D-ki (2)
-  HV-Me-D-kő (3)
-  Dv-Me-D-ki (4)
-  Dv-Me-D-kő (5)
-  Dv-Me-D-na (6)
-  Dv-Me-D-nn (7)
-  Dv-Me-K-ki (8)
-  Dv-Me-K-kő (9)
-  Dv-Me-K-na (10)
-  Sv-Me-D-ki (11)
-  Sv-Me-D-kő (12)
-  Sv-Me-D-na (13)
-  Sv-Me-D-nn (14)
-  Sv-Me-K-ki (15)
-  Sv-Me-K-ki-ke (16)
-  Sv-Me-K-kő (18)
-  Sv-Me-K-kő-ke (17)
-  Sv-Me-K-na (19)
-  Sv-Me-K-nn (20)
-  mesterséges víztest (26)
-  egyéb vízfolyás (27)
-  egyéb csatorna (28)
-  Vízgyűjtő-tervezési alegység határok
-  Tavak
-  Települések
-  Dráva vízgyűjtő területe

10000 0 10000 20000 Méter

*Dráva (rész)vízgyűjtő vizsgált területének
tájekatsztere*

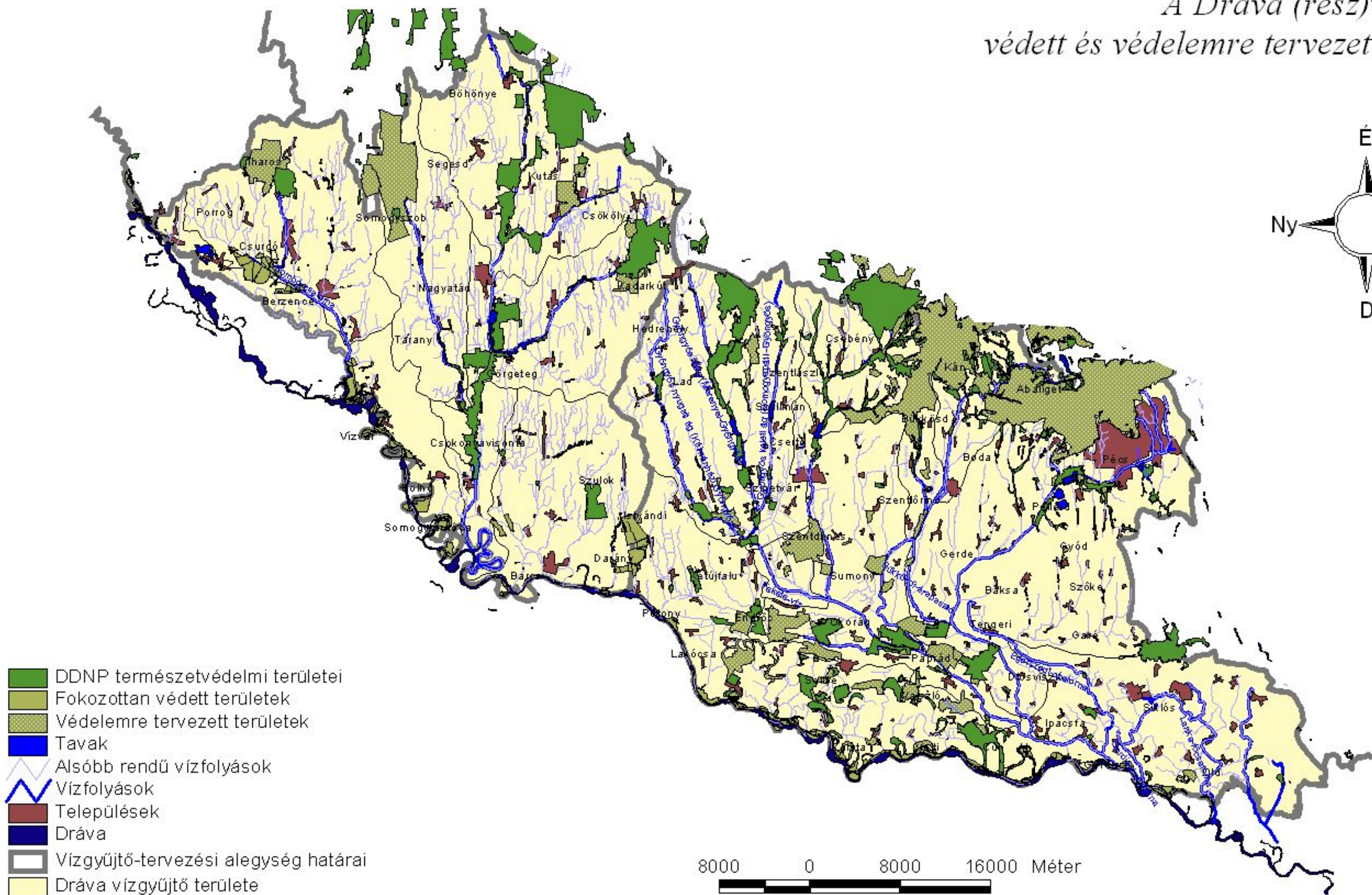
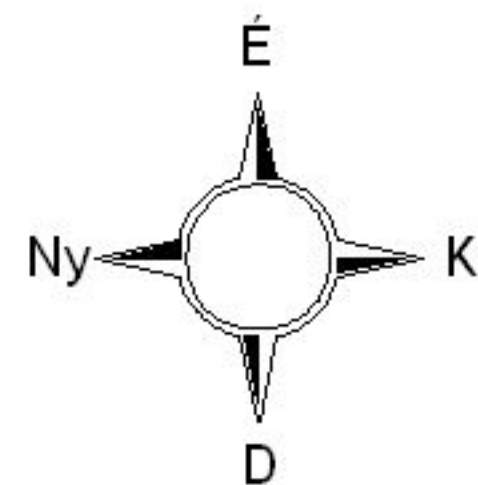


-  Tavak
-  Települések
-  Vízügytő-tervezési alegység határok
-  Nagytájegység határa
-  Középtájegység határa
-  Kistájegység határa
-  Vízfolyások
-  Alsóbbrendű vízfolyások

8000 0 8000 16000 Méter



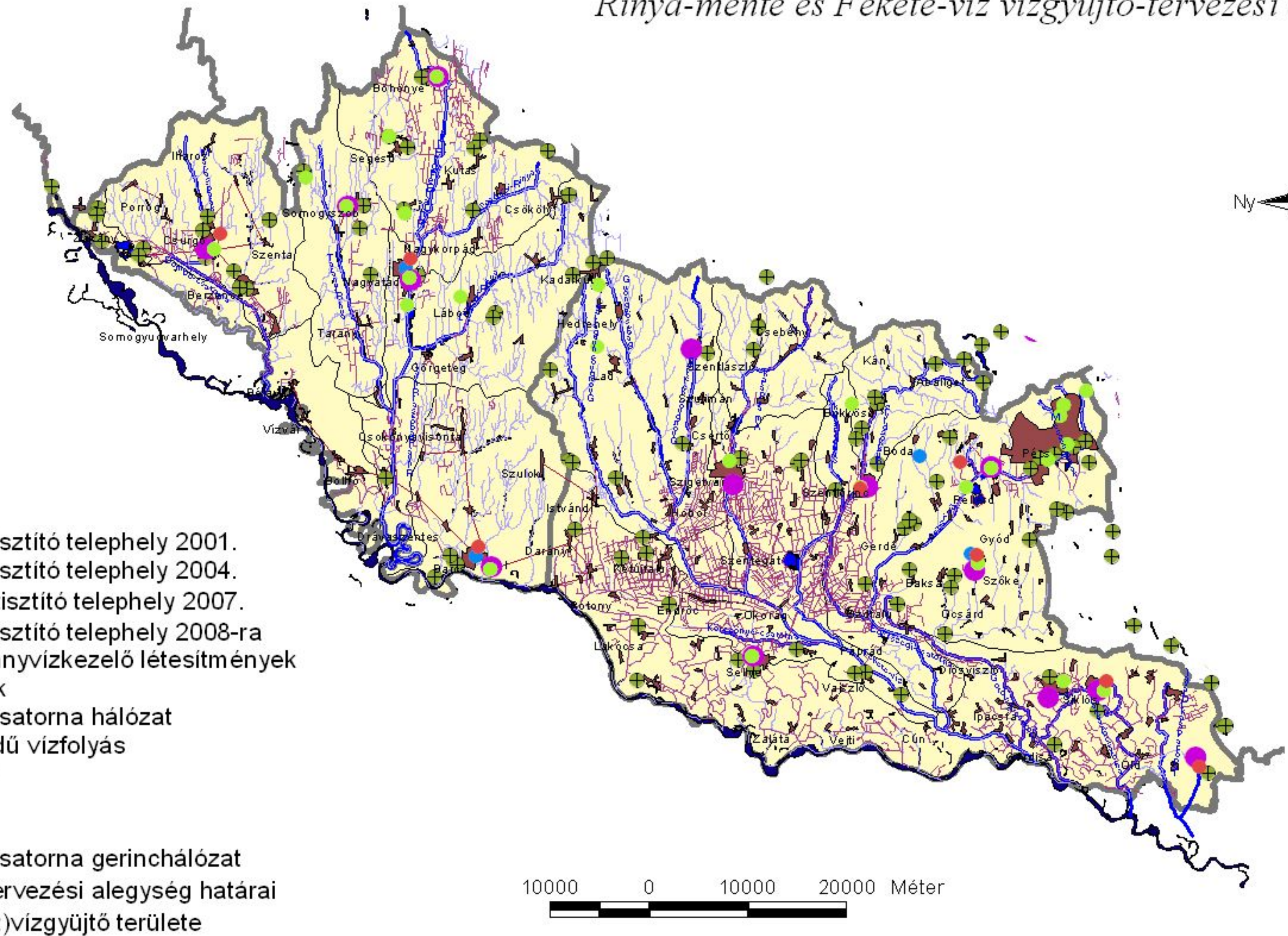
*A Dráva (rész)vízgyűjtő
védett és védelemre tervezett területei*



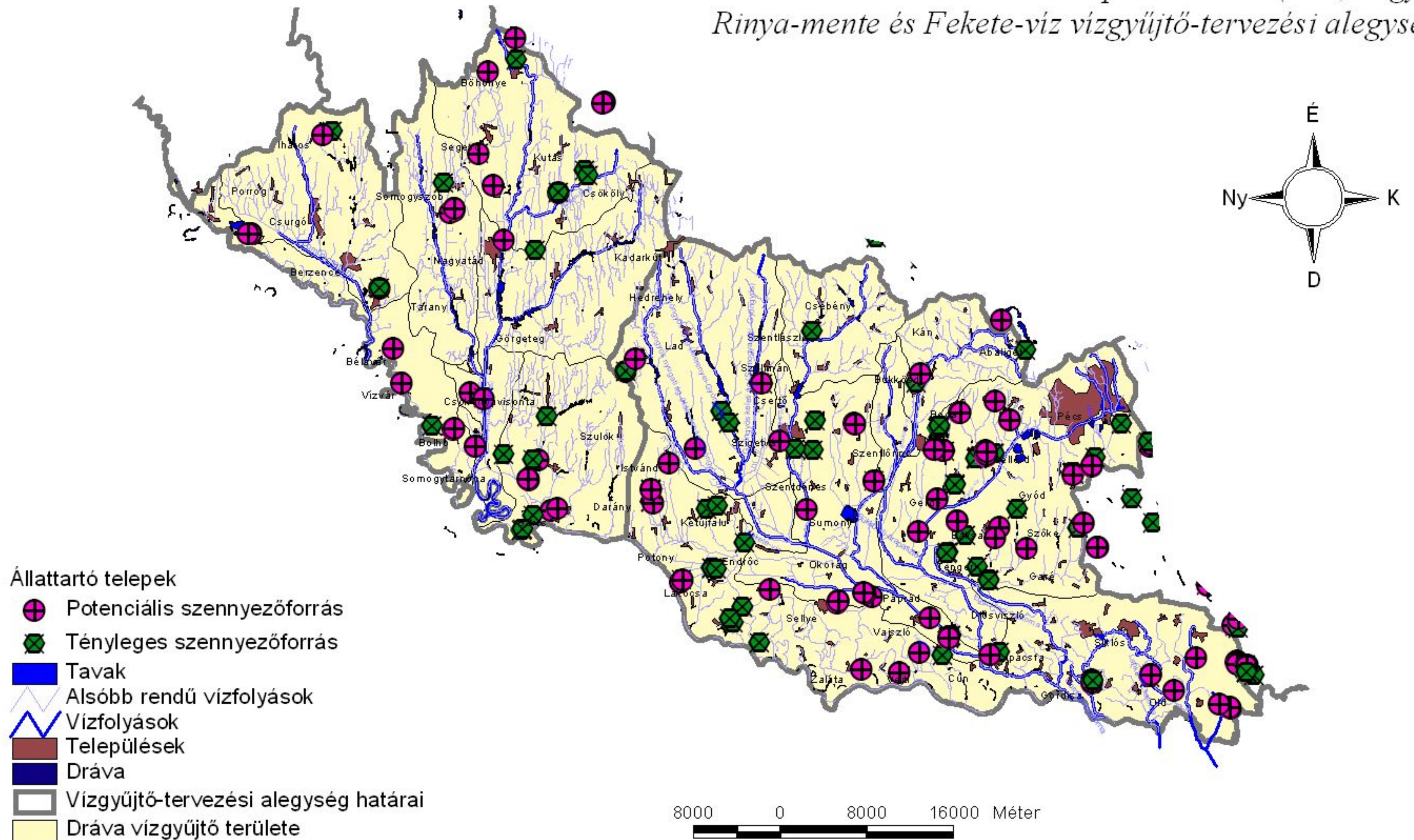
- DDNP természetvédelmi területei
- Fokozottan védett területek
- Védelemre tervezett területek
- Tavak
- Alsóbb rendű vízfolyások
- Vízfolyások
- Települések
- Dráva
- Vízgyűjtő-tervezési alegység határai
- Dráva vízgyűjtő területe

8000 0 8000 16000 Méter

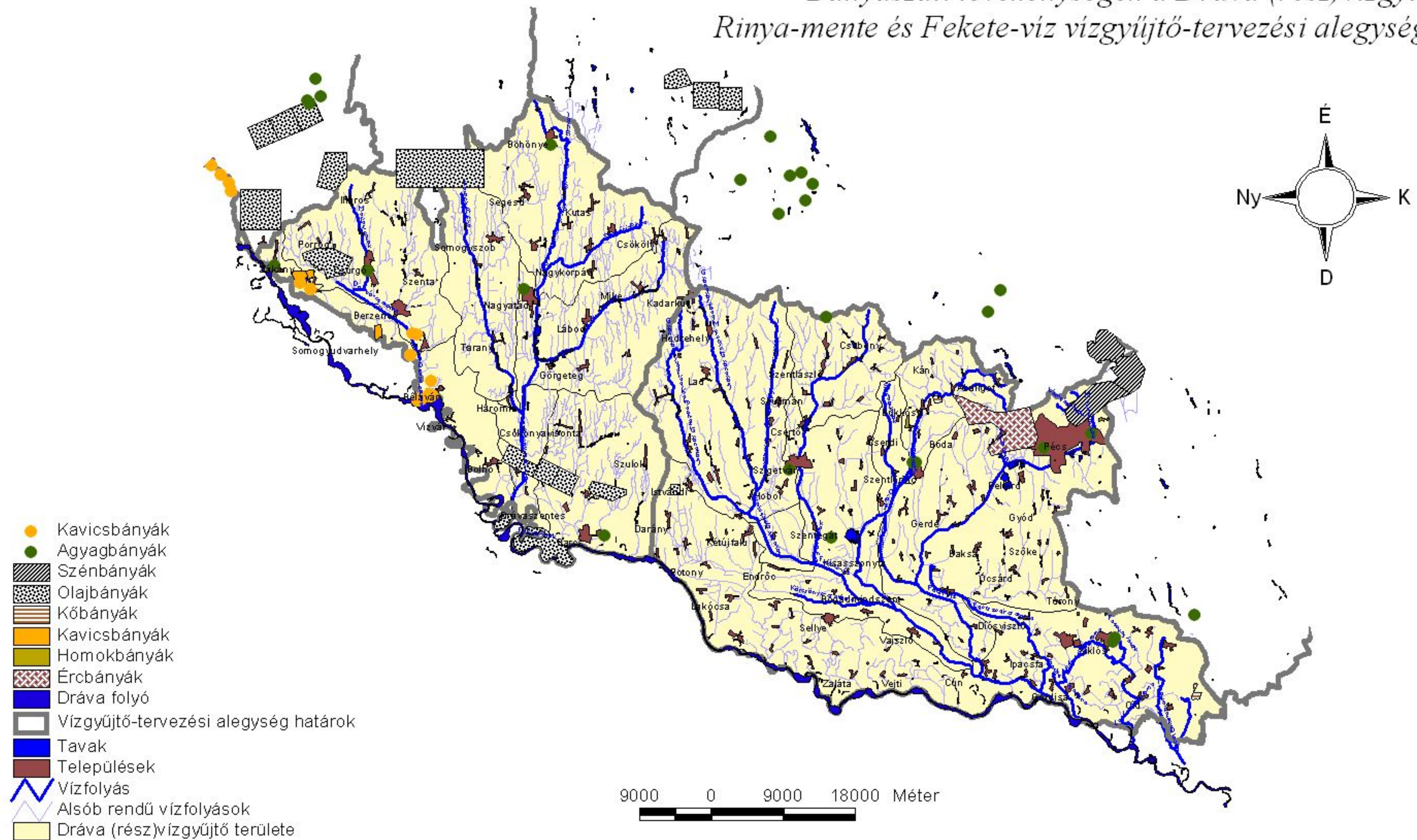
Szennyvíztisztító létesítmények a Dráva (rész) vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein



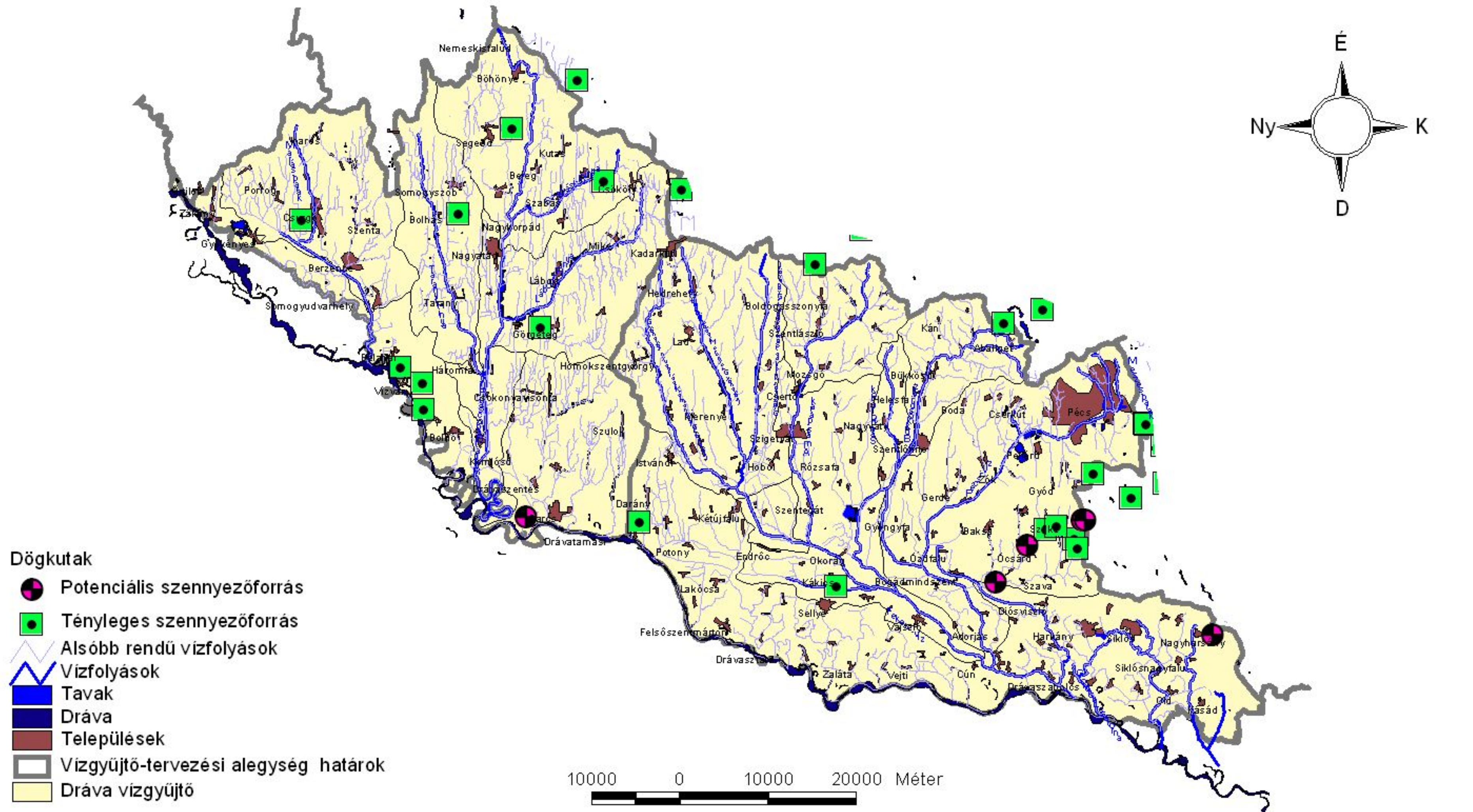
*Állattartó telepek a Dráva (rész) vízgyűjtő
Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein*



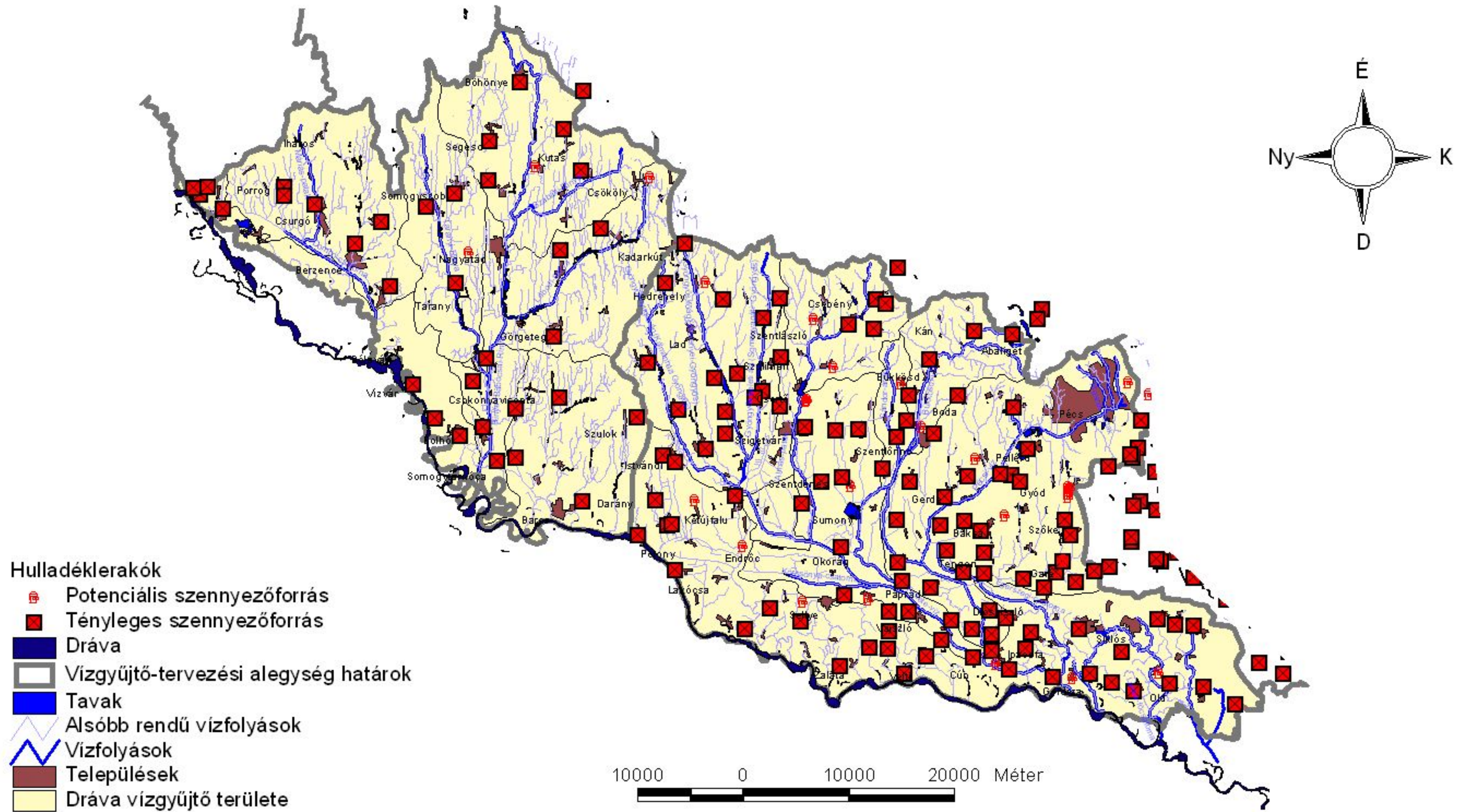
*Bányászati tevékenységek a Dráva (rész)vízgyűjtő
Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein*



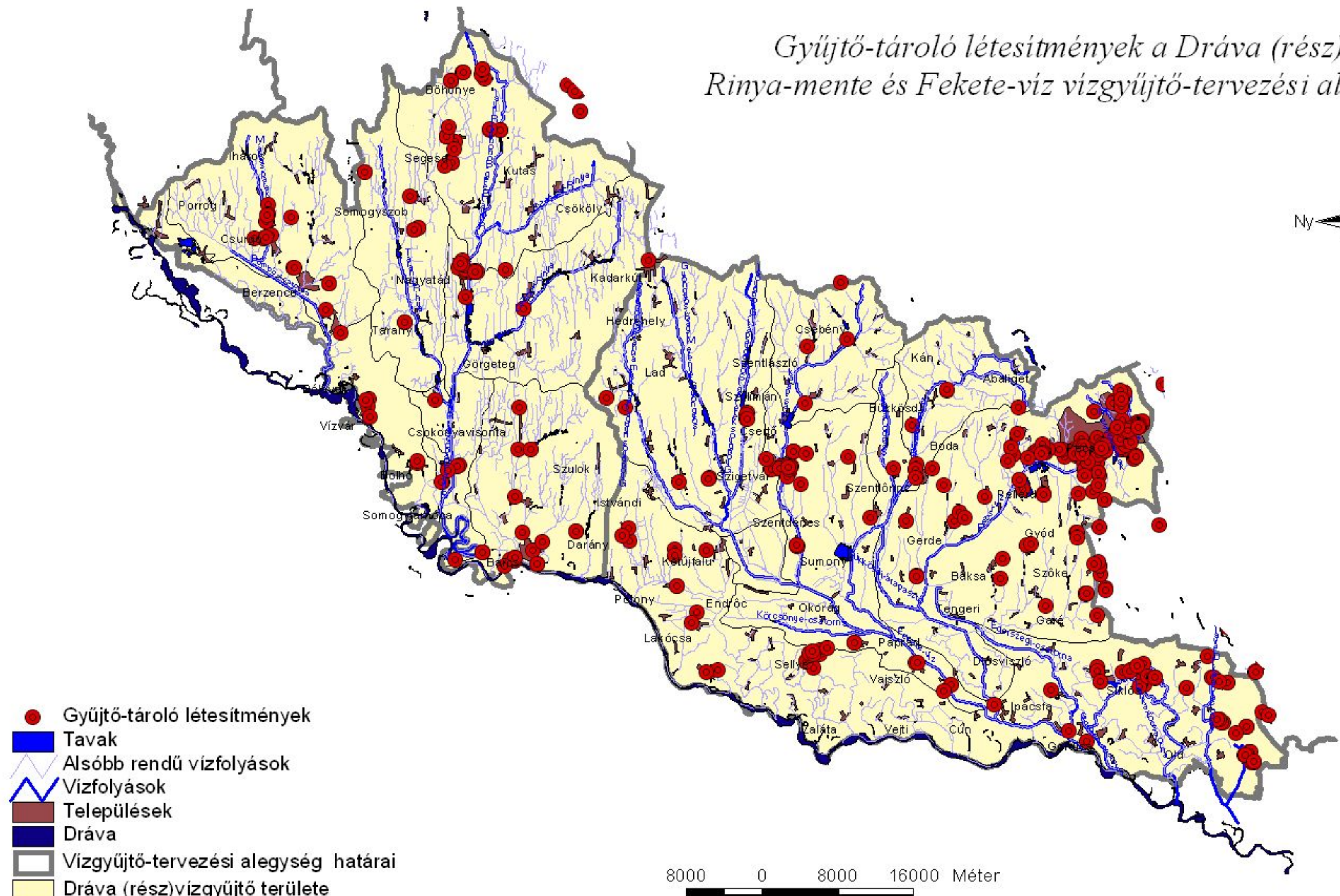
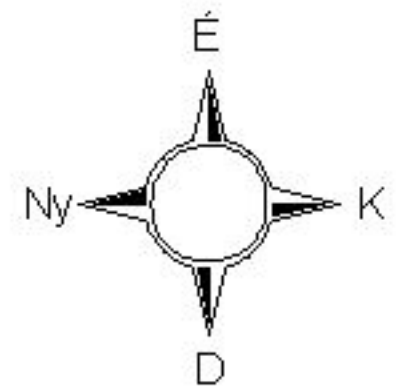
*Döngkutak a Dráva (rész) vízgyűjtő
Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein*



*Hulladéklerakók a Dráva (rész) vízgyűjtő
Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein*



Gyűjtő-tároló létesítmények a Dráva (rész)vízgyűjtő Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein



*Kármentesítések a Dráva (rész)vízgyűjtő
Rinya-mente és Fekete-víz vízgyűjtő-tervezési alegységein*

