

„a Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése” című KEOP-2.5.0.A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint a részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése” tárgyában létrejött szerződéshez kapcsolódva

A FITOBENTON ÉLŐLÉNYCSOPORT ZÁRÓJELENTÉSE

I. VÍZFOLYÁSOK

Megbízó: ÖKO Környezeti, Gazdasági, Technológiai, Kereskedelmi, Szolgáltató és Fejlesztési Zártkörűen Működő Részvénytársaság



Vezető szakértő: Ács Éva

Szakértők:

Borics Gábor

Fehér Gizella

Kiss Keve Tihamér

Reskóné Nagy Mária

Stenger Kovács Csilla

Tóth Adrienne

Várbíró Gábor

2009. március 6.

Tartalomjegyzék

I. A víztestek ökológiai minősítésével kapcsolatos feladatok.....	4
1) Monitoring-adatok értékelése.....	4
Az értékeléshez szükséges biológiai adatbázis összeállítása (a vki monitoring keretében gyűjtött adatok, valamint egyéb adatok).....	4
Az adatok egységes taxonómiai szintre hozása, határozási eltérések esetén, a szélsőséges értékek kiszűrése, a problémás minták bekérése, hibák korrigálása.....	4
Az értékelési rendszer megbízhatóságának becslése	5
Összefoglalás az értékelési rendszer megbízhatóságáról	21
Az adatok megbízhatóságának, pontosságának felülvizsgálata (mintavételi időpont és mintavételi hely reprezentativitása, rendkívüli időjárás vagy egyéb körülmény, amely az adatok megbízhatóságát befolyásolhatja, egyéb szempontok)	21
Az értékeléshez valamilyen oknál fogva nem megfelelő adatok kiszűrése (az ok megjelölésével).....	21
Az adatbázis frissítése a javításokkal	22
2) Az ökológiai minősítési rendszer kiegészítése, módosítása.....	22
Korábban kidolgozott, vízfolyásokra vonatkozó minősítési rendszerek felülvizsgálata az adatigény, az elérhető pontosság és a megbízhatóság szempontjai szerint, a többi omnidia által számolt index vizsgálata, tesztelése	22
Folyóvizekre kidolgozott IPS és IPSITI index EQR értékeinek finomítása mind az 5 minősítési osztályra	29
Az EQR határok megállapításának módszere	31
Egyszerű kiegészítések, amelyek a 2008. évi minősítés során már alkalmazhatók.....	31
Az EQR határok felülvizsgálata során a vízfolyások referencia-viszonyainak felülvizsgálata, a referencia helyek felülvizsgálata, pontosítása.....	32
A referencia viszonyok megadása.....	33
A tipológia validálása.....	35
3) Vízfolyás és víztestek ökológiai állapotának minősítése	43
A megbízhatóság, pontosság becslése (gyakorosság, a ténylegestől eltérő osztályba-sorolás/minősítésből adódó hiba becslése, különösen a G/M határon).....	46
A víztestek ökológiai állapotának minősítése biológiai adatok alapján (a területi szakemberek (KÖFE, KÖVIZIG) bevonásával)	47
Idézett irodalom a víztestek ökológiai minősítésével kapcsolatos részhez.....	47
II. A kémiai határértékekkel kapcsolatos feladatok	48
Bevezetés.....	48
A.) Szakirodalmi áttekintés	49
1) A folyóvízi bentonikus kovaalga közösségek és a fizikai, kémiai paraméterek közötti kapcsolat: kovaalgák a vízfolyások ökológiai állapotminősítésében.....	49
A kovaalga közösségek összetétele és a környezeti változók közötti összefüggések vizsgálata.....	49
A referencia helyeken alkalmazott fizikai és kémiai határértékek összefoglalása a GIG-ek szerint	55
2) Kovaalga alapú minősítő módszerek.....	58
3) Szakirodalmi áttekintés összefoglalása	66
B.) Hazai adatok gyors elemzése alapján levonható következtetések	73
1) Monitoring adatok elemzése	73
2) Esettanulmányok	84

A kovaalga összetétel és a kémiai változók közötti összefüggés: Kemence-patak Zemplén.....	85
Kovaalga indexek és a különböző kémiai értékelési módok.....	87
A szerves terhelések, a foszfor és nitrogén terhelések hatásának vizsgálata, ezek összefüggése a kovaalga-indexekkel.....	95
C.) A táblázatban szereplő határértékek módosítására, illetve kiegészítésére vonatkozó javaslatok.....	118
1) Eredetileg javasolt táblázat.....	118
2) Javaslatok a kémiai határértékekre, ill. a korábban javasolt határértékek validálása	119
A módszer	119
Az újonnan javasolt határértékek	120
Válaszok a kémiai határértékekkel kapcsolatos feladatok bevezetőjében feltett kérdésekre	122
Melyek a biológiai szempontból releváns komponensek?.....	122
Mely esetekben javasolható több kémiai komponens, illetve több élőlényegyüttes összevont elemzése?.....	122
Hogyan vehető figyelembe, hogy gyakran a tápanyag és a szervesanyag stresszorként együtt jelenik meg? Milyen esetekben nem választhatók szét megbízhatóan a hidromorfológiai és kémiai hatások?	122
Indokolt-e a szennyvízhatásokat csak a kisvízi viszonyokra vizsgálni?.....	123
A szennyvíz és a diffúz terhelés más mechanizmuson keresztül hat, máshogy jelenik meg stresszorként. Szükség van-e különböző határértékek meghatározására a két típusú szennyezőforrás dominanciájától függően?	123
Elég-e a víztest kilépő szelvényében ellenőrizni?.....	124
Az elvégzett elemzések alapján megadhatók-e egyúttal a referencia állapotra vonatkozó koncentrációk is?	124
Idézett irodalom a kémiai határértékekkel kapcsolatos részhez.....	125
Melléklet.....	132

I. A víztestek ökológiai minősítésével kapcsolatos feladatok

1) Monitoring-adatok értékelése

AZ ÉRTÉKELÉSHEZ SZÜKSÉGES BIOLÓGIAI ADATBÁZIS ÖSSZEÁLLÍTÁSA (A VKI MONITORING KERETÉBEN GYŰJTÖTT ADATOK, VALAMINT EGYÉB ADATOK)

Rendkívüli mértékben hátráltatta a munka menetét, a kezdetben kitűzött határidők betartását pedig lehetetlenné tette, hogy az alapadatokat késve és nem megfelelő állapotban kaptuk meg. Például egyes monitoring adatok ortofoszfát és összes foszfor értékei mg/l-ben, míg mások $\mu\text{g/l}$ -ben szerepeltek az adatbázisban. Voltak olyan felügyelői adatok, amelyeknél az egyik adattípus (pl. az összes foszfor) mg/l-ben, a másik pedig $\mu\text{g/l}$ -ben szerepelt. Ezek tulajdonképpen egyszerű számtani műveletekkel korrigálhatók lettek volna, ha nincsenek olyan esetek is, amikor egy felügyelői adat a foszfor adatai általában mg/l-ben szerepeltek az adatbázisban, de bizonyos adatai ugyanannak a felügyelői adatnak, ugyanazon foszforformán belül $\mu\text{g/l}$ -ben. Így az **1161** adatot **egyedileg** kellett átnézni. Ez ismételtén több napot elvett az elemzések idejéből.

A munka során szembesültünk azzal, hogy számos adat, mely a kiértékelést, a minősítés jobb elkészítését segíthette volna, nem állt rendelkezésünkre. Pl. a referencia helyek kiválasztásához elengedhetetlen, hogy rendelkezünk mindazon információkkal, melyek alapján egy vízfolyásról a referencia feltételek értelmében ki tudjuk jelenteni, hogy referencia helynek alkalmas. Pl. a hidromorfológiai adatokat egyedileg kellett összeszednünk a Felügyelőiségektől, melyeket hol word, hol excel formátumban tudtuk rendelkezésünkre bocsájtani. Ezzel további idővesztést okozva a munkának. Mindez nem lett volna, ha a víztest jellemzésekkel időben elkészülnek, az adatok pedig adatbázisban hozzáférhetőek lettek volna a számunkra. Mai napig hiányoznak olyan adatok, melyek a minősítés jobb elkészítését segíthetnék (pl. vízsebesség, tartózkodási idő adatok).

Végül október elejére összeállt az adatbázis és 1161 mintával el tudtuk kezdeni az érdemi munkát, melyből **546** olyan minta volt, amelyikhez valamiféle kémiai adat is tartozott. A kémiai adatok a VM adatbázisból és a 2007-es monitoring során mért adatokból származnak, a mintavételi helyre vonatkozó éves átlagok.

AZ ADATOK EGYSÉGES TAXONÓMIAI SZINTRE HOZÁSA, HATÁROZÁSI ELTÉRÉSEK ESETÉN, A SZÉLSŐSÉGES ÉRTÉKEK KISZŰRÉSE, A PROBLÉMÁS MINTÁK BEKÉRÉSE, HIBÁK KORRIGÁLÁSA

Mindezek megtörténtek, a lehetőségekhez mérten igyekeztem kiszűrni a határozási hibából eredő eltéréseket, ami az 1005 kovaalga taxonból álló lista átnézését jelentette, minden fajnál egyedileg megállapítottam, hogy elméletileg lehetséges-e, hogy az a faj előkerült, össze lehet-e téveszteni mással. Ha eleve kizárható volt a faj előfordulása (pl. trópusi vagy tengeri faj), ott megállapítottam, hogy mivel keverhette össze a feldolgozást végző biológus, és az alapján javítottuk az adatbázisban. Ha így nem volt kizárható, bekértem a mintát felülvizsgálatra. A felülvizsgálat során kiderült, hogy a feldolgozást végző biológusoknak a mintavételek mellett, nincs elég idejük a biológiai minták feldolgozására (mintaelőkészítés, preparátumok készítés, mikroszkópos vizsgálatok) és az eredmények, illetve a kapcsolódó információk adatainak számítógépes adatfeldolgozására. Az OMNIDIA programba bevitt adatok számtalan hibával terheltek. Sok hibát nem is a pontatlan taxonómiai besorolás, hanem a kódélgépelés okozott, ami jelentősen csökkenthető volna, ha biztosítható volna számunkra a mikroszkópos

feldolgozás során készített jegyzőkönyv és a bevitt adatok egyeztetésének a lehetősége. Ez nyilvánvalóan a biológus és a mintafeltárásban résztvevő személyzet létszámának emelésével kezelhető probléma.

A hibák javítása mellett a szinonim fajok kérdését is megoldottam és az adatbázisban kijavítottuk. Így az eredetileg **1006** kovaalga taxon **711-re** redukálódott, mely **1481** mintavételi helyről gyűlt össze.

AZ ÉRTÉKELÉSI RENDSZER MEGBÍZHATÓSÁGÁNAK BECSLÉSE

Feltételezve, hogy a fitobenton mintavételére, feldolgozására és értékelésére rendelkezésre álló módszertani utasításokat a minősítést végző szakemberek betartják, az 1. táblázatban felsoroltuk azokat a lépéseket, melyek hibái befolyásolják az értékelőrendszert.

1. táblázat. A fitobenton mintavételéből eredő hibalehetőségek bizonytalanságának számszerűsítése

Mintakezelési lépés	A bizonytalanság számszerűsítése	
1. A víztestre jellemző mintavételi hely kiválasztása	A különböző helyekről származó minták közötti variabilitás	6. A feldolgozást végzők eredményei közti variabilitás
2. Az aljzat kiválasztása	A különböző aljzatokról származó minták közötti variabilitás	
3. Mintavétel módja	Az ismétlésben gyűjtött minták variabilitása	
4. Mintavételi időpont kiválasztása	Metrikák különbözősége az egyes időpontokban, vízfolyásoknál a vízjárás okozta bizonytalanság is	
5. Tartós preparátum készítés	Az egyes preparátumok mintaelőkészítéstől függő variabilitása	

A bizonytalanságok bemutatására kevés hazai adatunk van. Tavak esetében a Balatonból és a Velencei-tóból a KDT KvVM megbízásából, Reskóné Dr. Nagy Mária projectvezetésével végzett monitoring munkák eredményeiből tudunk kiemelni adatokat.

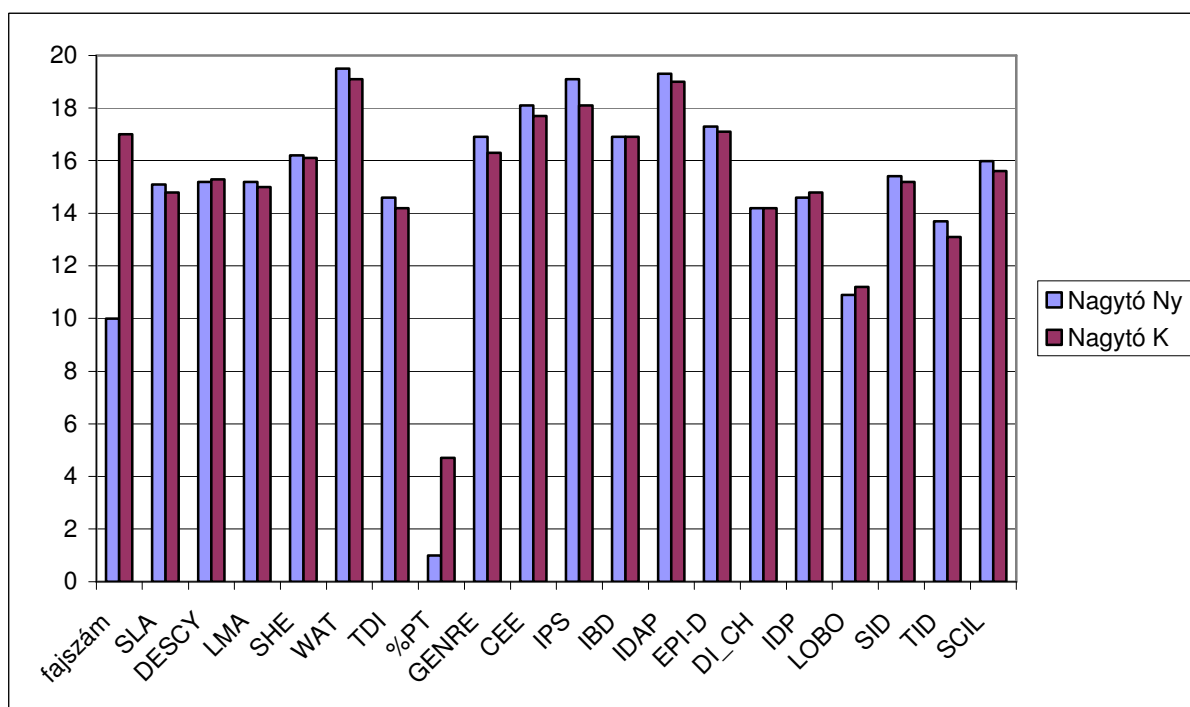
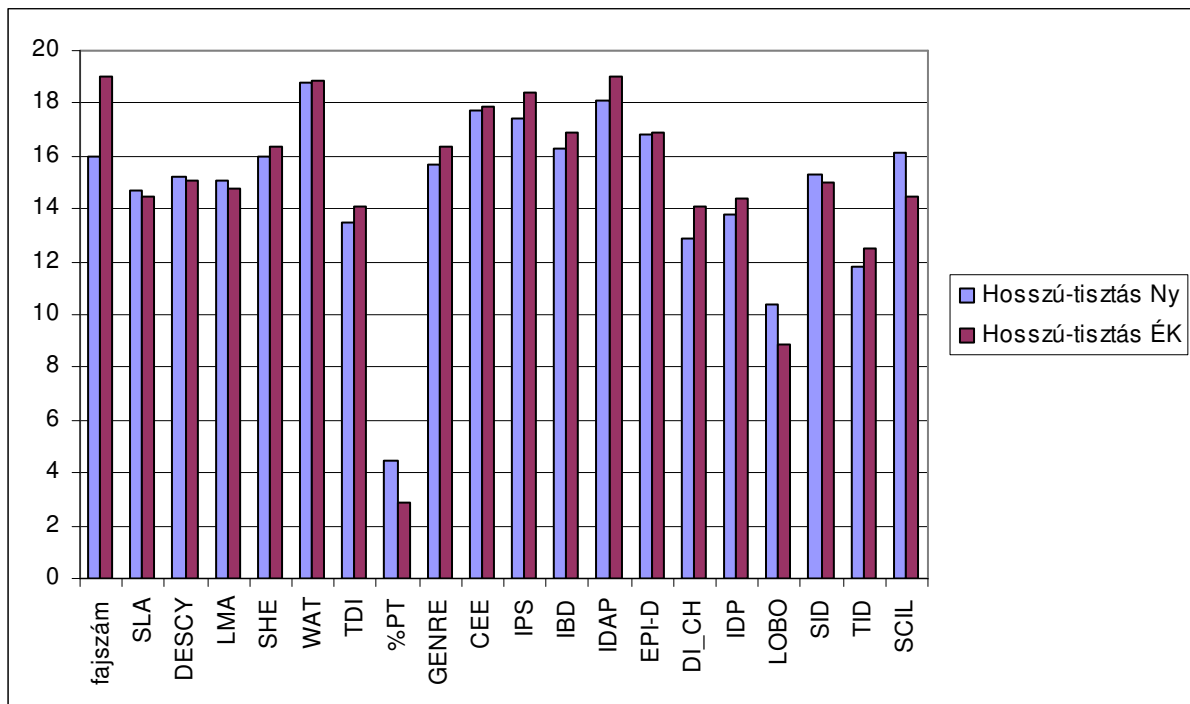
1. A víztestre jellemző mintavételi hely kiválasztása

Erre a kérdésre úgy adható válasz, ha ugyanabból a vízből, ugyanolyan aljzatról, egymástól nem túl távol eső helyekről származó minták metrikáinak a szórását nézzük és a feldolgozó személye ugyanaz. Erre nincs elegendő hazai adatunk. Folyóvízi eredmények léteznek a kérdés megválaszolására, a STAR project keretében végeztek ilyen elemzéseket 116 minta feldolgozása után (BESSE-LOTOTSKAYA et al. 2006).

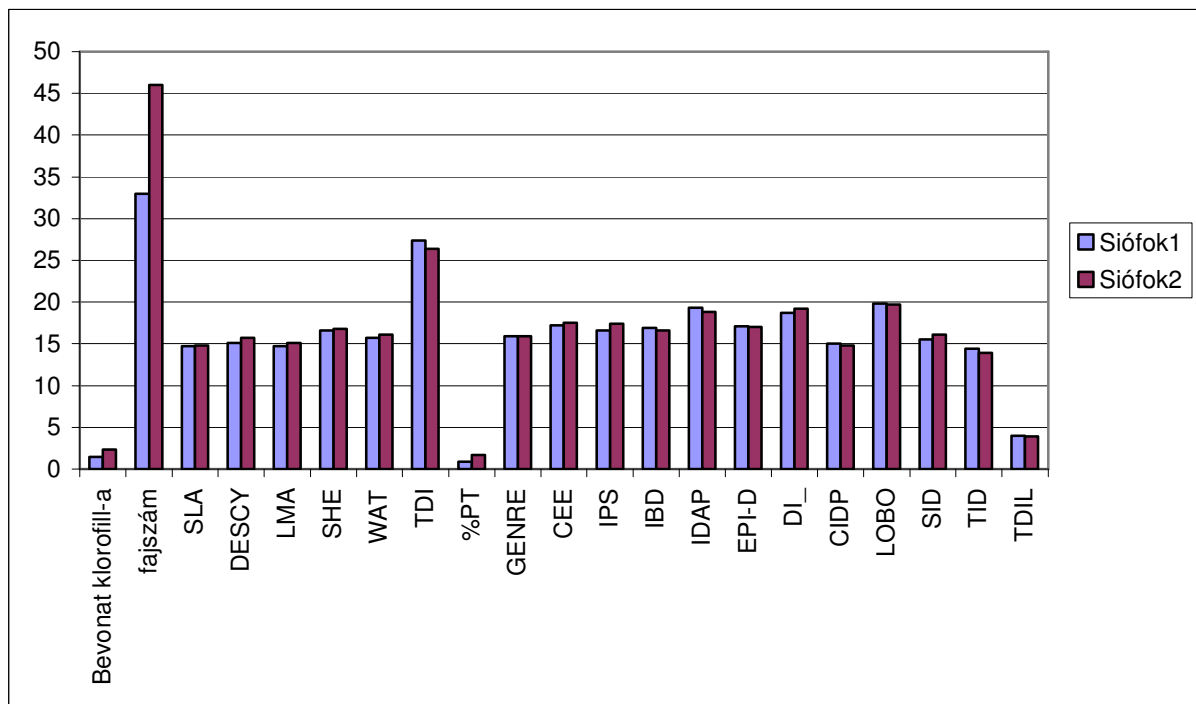
A hely szerinti variabilitás kérdésére a STAR project eredménye azt mutatta, hogy a fajszaának (14,81) és a %PT-nak (14,15) a legnagyobb a szórása, legkisebb pedig az IDAP indexnek (0,68).

Tavak esetében nincsenek hasonló vizsgálatok. Mindössze 3 olyan adatsort (1., 2. ábra) tudunk bemutatni, amik megfelelnek a fentebb leírt kritériumoknak (közeli hely, ugyanolyan aljzat, ugyanaz a feldolgozó), ezekből szórást számolni értelmetlen lenne, de óvatos következtetések azért levonhatók. Mindhárom esetben zöld nádról történtek a gyűjtések. Látható, hogy a vizsgált metrikák közül a fajszaának változik legnagyobb mértékben az értéke, az indexek közül pedig a %PT-nek (éppen ellenkező módon, mint ahogy folyóvízben találták). A többi indexről azt lehet mondani, hogy kevésbé mutattak eltérést az értékeik a

helyek szerint, viszont egymáshoz képest nagyon különböző értékeket mutattak, különösen a Velencei-tóban.



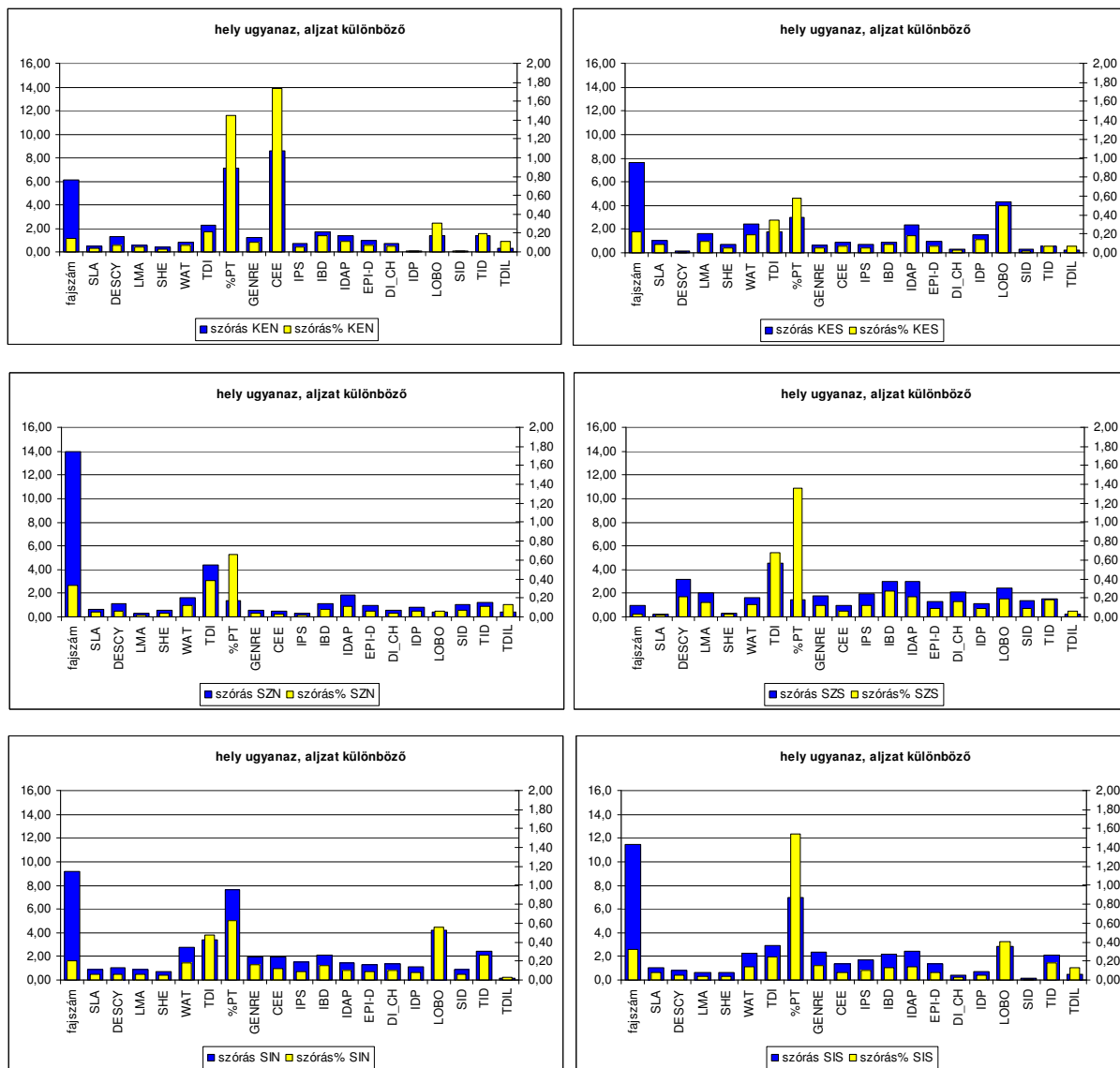
1. ábra A Velencei-tóból a Nagytó és a Hosszú-tisztás mintavételi helyekről 2008 nyarán zöld nádról gyűjtött minták vizsgált metrikáinak értékei.



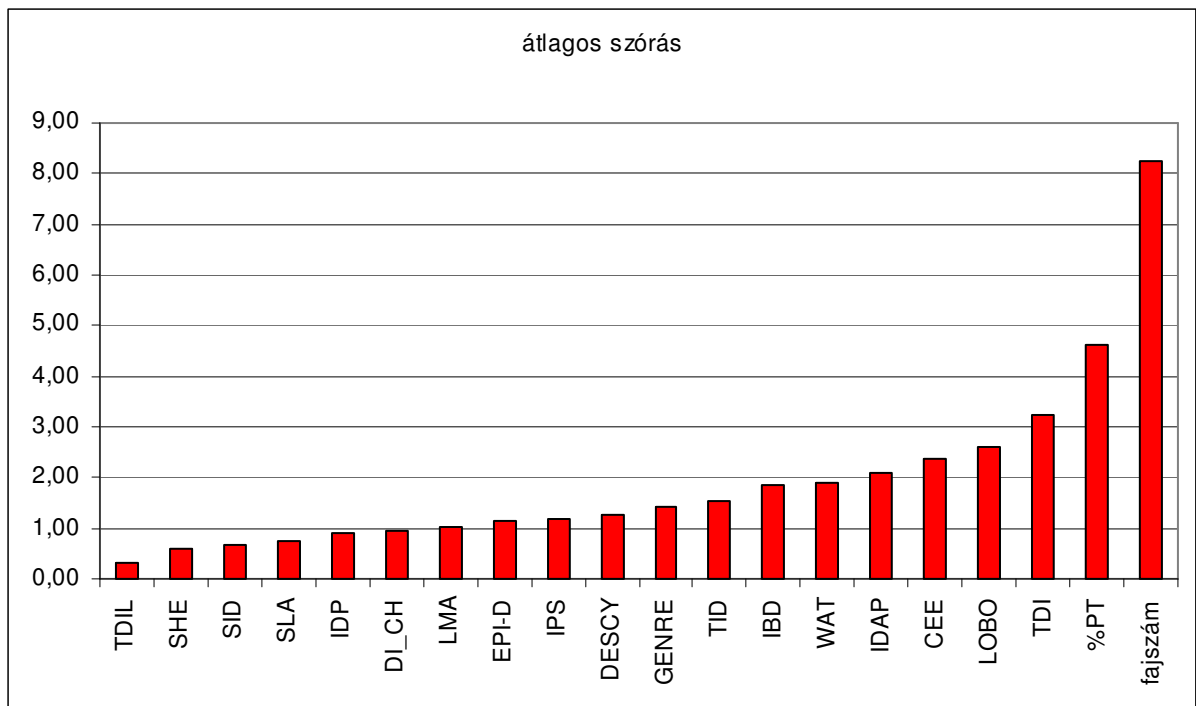
2. ábra A Balatonból Siófoknál 2006 nyarán zöld nádról gyűjtött minták vizsgált metrikáinak értékei.

2. Aljzat kiválasztás

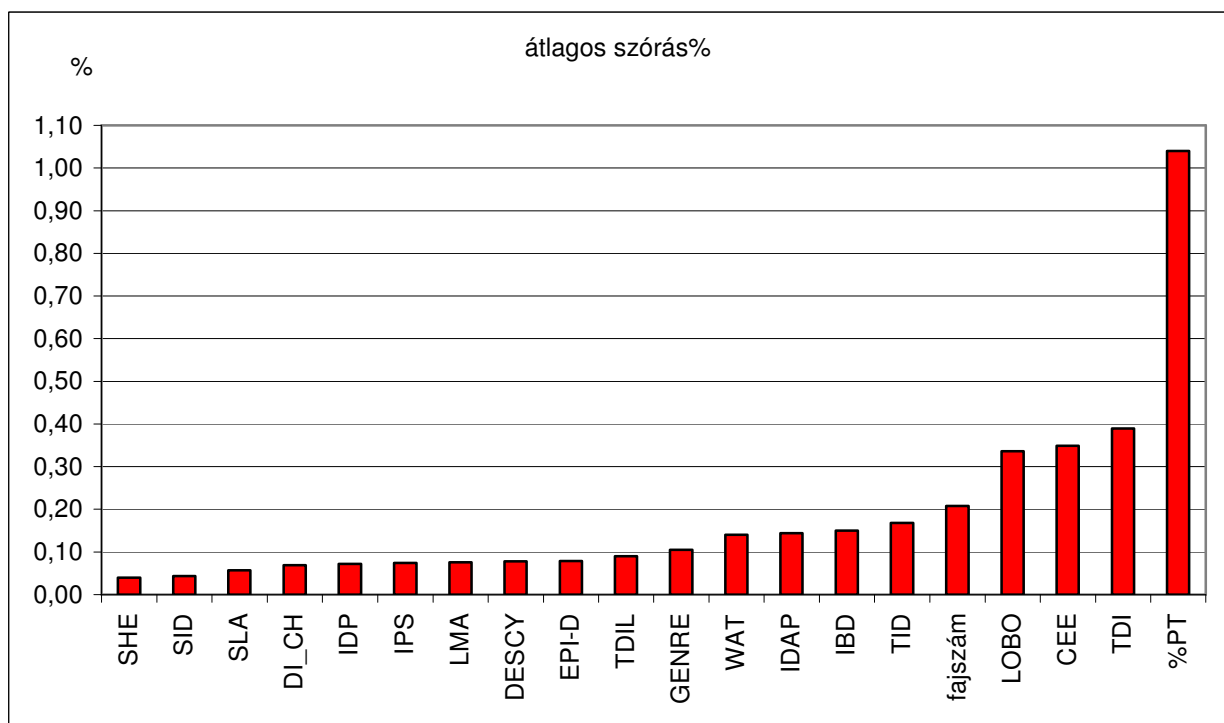
A Balatonból 2008 nyarán 4-féle aljzatról (kő, nád, üledékfelszín, mesterséges aljzat) gyűjtött minták esetében tudjuk bemutatni az egyes vizsgált metrikák variabilitását. Az egyes diagramok esetében ugyanarról a mintavételi helyről, ugyanabban az időben, de különböző aljzatokról vett minták értékeit szemléltetjük, a feldolgozó személye ugyanaz volt (3. ábra).



3. ábra 2008 nyarán a Balatonban található különböző aljzatokról gyűjtött minták metrikáinak szórása és variációs koefficiense (szórás%, minden diagramnál a jobb oldali tengelyen ábrázolva, KEN= Keszthelyi-medence észak, KES= Keszthelyi-medence dél, SZN= Szigligeti-medence észak, SZS= Szigligeti-medence dél, SIN= Siófoki-medence észak, SIS= iófoki-medence dél).



4. ábra 2008 nyarán a Balatonban található különböző aljzatokról gyűjtött minták metrikáinak szórása, az egyes helyeken kapott szórásokat átlagolva.



5. ábra 2008 nyarán a Balatonban található különböző aljzatokról gyűjtött minták metrikáinak variációs koefficiense (szórás%), az egyes helyeken kapott szórás%-okat átlagolva.

Látható, hogy a fajszámnak a különböző aljzatokon is nagy a szórása és a variációs koefficiens is elég nagy, az indexek közül pedig a TDI, %PT, CEE és a LOBO indexek érzékenyek nagyon az aljzat típusára (4., 5. ábra). A SHE, SID, SLA, DI_CH, IDP, IPS, LMA, EPI-D indexeknek kicsi a szórása és a variációs koefficiense is. A TDIL szórása ugyan

kicsi, de viszonylag nagy a variációs koefficiens. Az is megállapítható, hogy az azonos helyen gyűjtött minták között a metrikákban nincs nagy különbség, mindegyik 1-0,5% alatt van. Tehát a módszer hibája az aljzat miatt nem nagyobb, mint 1 % tavakban.

A STAR project (BESSE-LOTOTSKAYA et al. 2006) eredmények azt mutatták, hogy lényeges szerepe van az aljzat kiválasztásának. Folyóvízben kő aljzaton ugyan kevesebb fajt találtak, de kisebb volt a variancia. Viszont megállapították, hogy a metrikákat a ritka fajok kevésbé befolyásolják. Ha többféle indexeszel akarunk dolgozni, akkor a makrofitonról való gyűjtés a legmegfelelőbb. Eredményeik alapján a makrofitonról történő gyűjtés esetén a SLA, DES, %PT és CEE indexek a legmegfelelőbbek. Üledékfelszínről történő gyűjtés esetén az EPI-D és az IDAP. Az IPS, IBD és SHE indexek nem voltak érzékenyek az aljzat típusára, eredményeik szerint legkisebb szórású index az IPS volt.

Összesítve a metrikákat, a legkisebb szórása az egyenletességnek (0,08) volt, az indexek közül pedig az IDG-nek (0,63, ez azonban csak a nemzetségekkel foglalkozik), ezt követően az IDAP-nak (0,65). Legnagyobb volt a szórása a fajszámnak (13,33), indexek közül pedig a %PT-nek (9,58).

3. Mintavétel módja (gyűjtés hibája)

A kérdés megválaszolására egy korábbi vizsgálat eredményeinek újraelemzésének eredményét mutatjuk be. Buczkó (1989) a Fertő tóból egy mintavételi helyről gyűjtött 50 nádszál bevonatát dolgozta fel, melynek fajlistája és hozzá tartozó relatív egyedszámait alapján kovaalga indexeket számoltunk és vizsgáltuk, hogy hogyan változik a minősítés eredménye, ha (i) 1, 3 vagy 5 nádszárról gyűjtünk, illetve, ha (ii) az 5 nádszál bevonatát külön-külön dolgozzuk fel, vagy pedig egyben, kompozit mintaként kezelve.

(i) A nádszálak számának hatása az ökológiai minősítésre

Az analízishez 50, nádról gyűjtött minta adataival dolgoztunk. Három különböző csoportot képeztünk:

1. csoport: 1 db nádszál kovaalga közössége
2. csoport: 3 db nádszál kovaalga közössége
3. csoport: 5 db nádszál kovaalga közössége

A 2. és 3. csoportok generálásához Visual Basic segítségével megírt, Excelben használható makrót alkalmaztunk (1. melléklet), mely az 50 db nádszálból random módon választ ki hármat illetve ötöt. Ezt a random kiválasztást 200-szor ismétli meg. A csoportokban minden egyes fajra az egyedszámok átlagát számolja. Az így képzett mintákra -összesen tehát 450 mintára-, DILStore 1.1 szoftver (Hajnal és mtsai, 2008) segítségével számoltuk ki a SCIL és TDIL tavi kovaalga indexeket, a fajszámot, diverzitást, és egyenletességet.

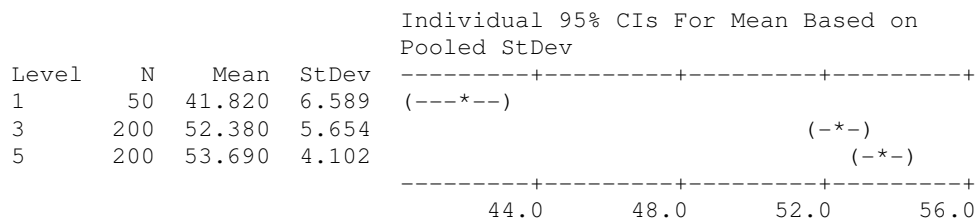
Egy utas ANOVA statisztikai analízist végeztünk (MINITAB 14 szoftver segítségével), hogy van-e szignifikáns különbség a fenti paraméterek között, ha egy-három vagy öt nádról veszem a mintát.

Az analízis eredménye:

One-way ANOVA: fajszám versus nád

Source	DF	SS	MS	F	P
nád	2	5761.7	2880.8	108.79	0.000
Error	447	11837.3	26.5		
Total	449	17598.9			

S = 5.146 R-Sq = 32.74% R-Sq(adj) = 32.44%



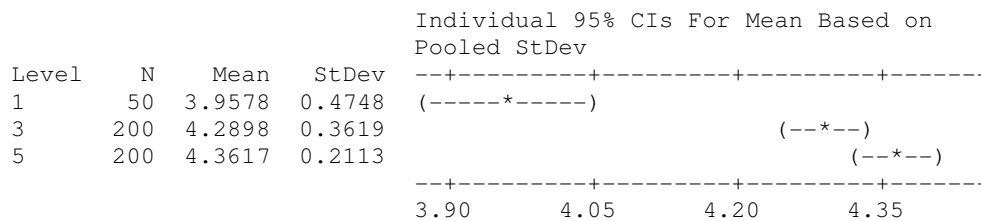
Pooled StDev = 5.146

Results for: Worksheet 2

One-way ANOVA: Shannon diverzitás versus nád

Source	DF	SS	MS	F	P
nád	2	6.534	3.267	31.75	0.000
Error	447	45.997	0.103		
Total	449	52.531			

S = 0.3208 R-Sq = 12.44% R-Sq(adj) = 12.05%



Pooled StDev = 0.3208

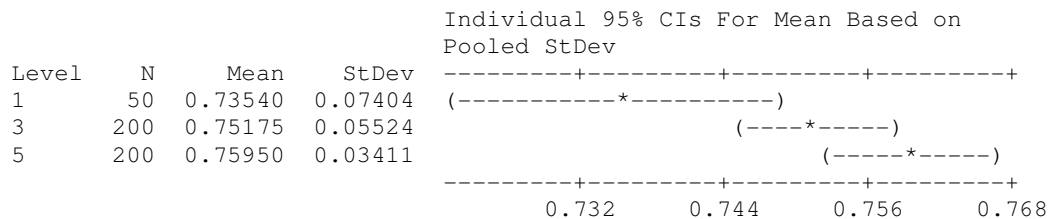
Residual Histogram for Shannon diverzitás

Results for: Worksheet 3

One-way ANOVA: egyenletesség versus nád

Source	DF	SS	MS	F	P
nád	2	0.02419	0.01209	4.88	0.008
Error	447	1.10748	0.00248		
Total	449	1.13167			

S = 0.04978 R-Sq = 2.14% R-Sq(adj) = 1.70%



Pooled StDev = 0.04978

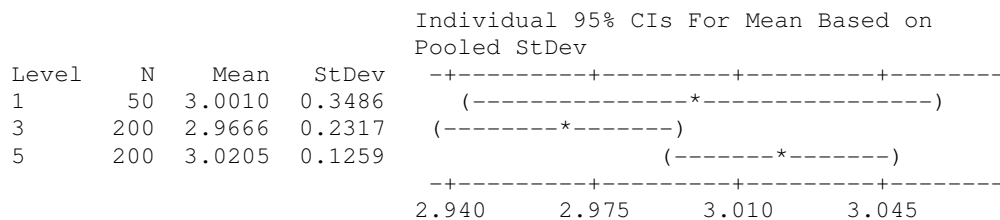
Residual Histogram for egyenletesség

Results for: Worksheet 4

One-way ANOVA: TDIL versus nád

Source	DF	SS	MS	F	P
nád	2	0.2930	0.1465	3.31	0.037
Error	447	19.7906	0.0443		
Total	449	20.0837			

S = 0.2104 R-Sq = 1.46% R-Sq(adj) = 1.02%



Pooled StDev = 0.2104

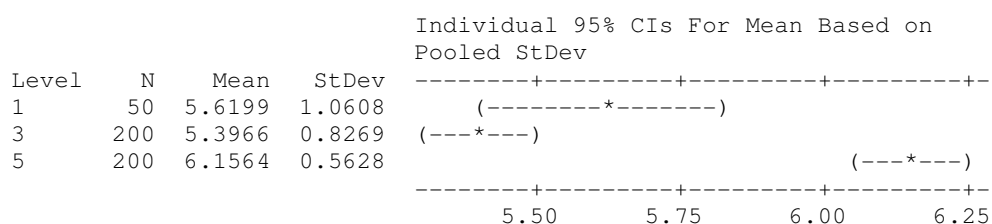
Residual Histogram for TDIL

Results for: Worksheet 5

One-way ANOVA: SCIL versus nád

Source	DF	SS	MS	F	P
nád	2	58.814	29.407	51.70	0.000
Error	447	254.253	0.569		
Total	449	313.067			

S = 0.7542 R-Sq = 18.79% R-Sq(adj) = 18.42%



Pooled StDev = 0.7542

Az eredményekből látható, hogy mindegyik esetben szignifikáns eltérést kaptunk a csoportok között.

A probléma további elemzéséhez PCA analízist végeztünk.

A probléma további elemzéséhez PCA analízist végeztünk. Az analízishez az adatokat azonos skálára hoztuk a FITOPAC (Shepherd, 1996) szoftver segítségével, az analízishez a PC-ORD 3. szoftvert (McCune & Mefford, 1997) alkalmaztuk.

A diverzitás, egyenletesség és a SCIL szoros összefüggést mutatott az 1.tengellyel (2. táblázat), míg a 2. tengelyen a TDIL-lel.

2. táblázat: Az öt különböző paraméter Pearson korrelációja (n = 450) a főkomponensekkel.

Változó	1. tengely	2. tengely
fajsám	0,158	0,366
diverzitás	0,901	-0,261
egyenletesség	0,891	-0,372
TDIL	0,289	0,880
SCIL	0,832	0,216
Eltérés magyarázata	50,5%	23%

A PCA analízis eredményéből az látható, hogy az 1 és 5 db nádról gyűjtött minták különböznek a leginkább egymástól. Ha 3 nádról vesszük a mintát, akkor az véletlenszerű, hogy az első tengelyen hol helyezkednek el. Tehát véletlenszerű az, hogy az 1 nádas mintákhoz vagy az öt nádas mintákhoz hasonlítanak. Az első tengelyen a legmeghatározóbb tényezők a diverzitás-egyenletesség és a SCIL index.

Az eredmények megerősítik azt a monitoring javaslatot, hogy 5 nádról kell venni a mintát a megfelelő minősítéshez, a másik kettő csoport eredményei ettől szignifikáns különbséget mutatnak.

(ii) A különálló illetve kompozit mintaként történő elemzés hatása az ökológiai minősítésre

A mintavétel során a nádszálak számából származó hibák nagyságának megítélésére variációs koefficienszt számítottunk, melyek értékeit a 3. táblázat tartalmazza.

3. táblázat: A variációs koefficiensek értékei 1, 3 és 5 db nád esetén.

	1 db nád	3 db nád	5 db nád
fajsám	15,76%	10,79%	7,64%
diverzitás	12,00%	8,44%	4,84%
egyenletesség	10,07%	7,35%	4,49%
TDIL	11,62%	7,81%	4,17%
SCIL	18,88%	15,32%	9,14%

Jól látható (3. táblázat), hogy a hiba akkor a legnagyobb, ha 1 nádról vesszük a mintát és jóval kisebb, ha 5 nádról. SCIL hibája így 19%-ról 9%-ra csökkenthető, a TDIL hibája pedig kb. 12%-ról 4%-ra. A fajsám, diverzitás és egyenletesség értékek és az ökológiai állapotbecslés hibája is jelentősen csökkenthető, ha 5 nádszálás mintavételt alkalmazunk. Ha az 5 nádat külön-külön vizsgáljuk meg, az 1 nádas hiba nagyságával kell számolnunk, ezért az 5 nád kompozit mintaként való kezelését javasoljuk.

A STAR project (BESSE-LOTOTSKAYA et al. 2006) eredményei azt mutatták, hogy az ismétlések variabilitása igen csekély. Legnagyobb szórása a %PT indexnek volt (5,12), míg

legkisebb az LMA indexnek (0,39). Ordinációs eljárással (redundancia analízis) csoportosítva a mintákat, a 3 ismétlésben vett minták minden esetben szorosan egymás mellett helyezkedtek el a diagramon.

Ettől kicsit eltérő hiba% értéket találhatunk FORE & GRAFE (2002) munkájában, akik ezt kiegészítik a két mintavétel között eltelt idő hosszának a hibájával is (4. táblázat) az RDI indexre kiszámolva. Láthatjuk azonban, hogy ha a mintavétel ugyanazon a napon történik, legföljebb 1%-os hibával kell számolnunk.

4. táblázta. Az ismétlésként gyűjtött minták hibája az eltelt idő függvényében

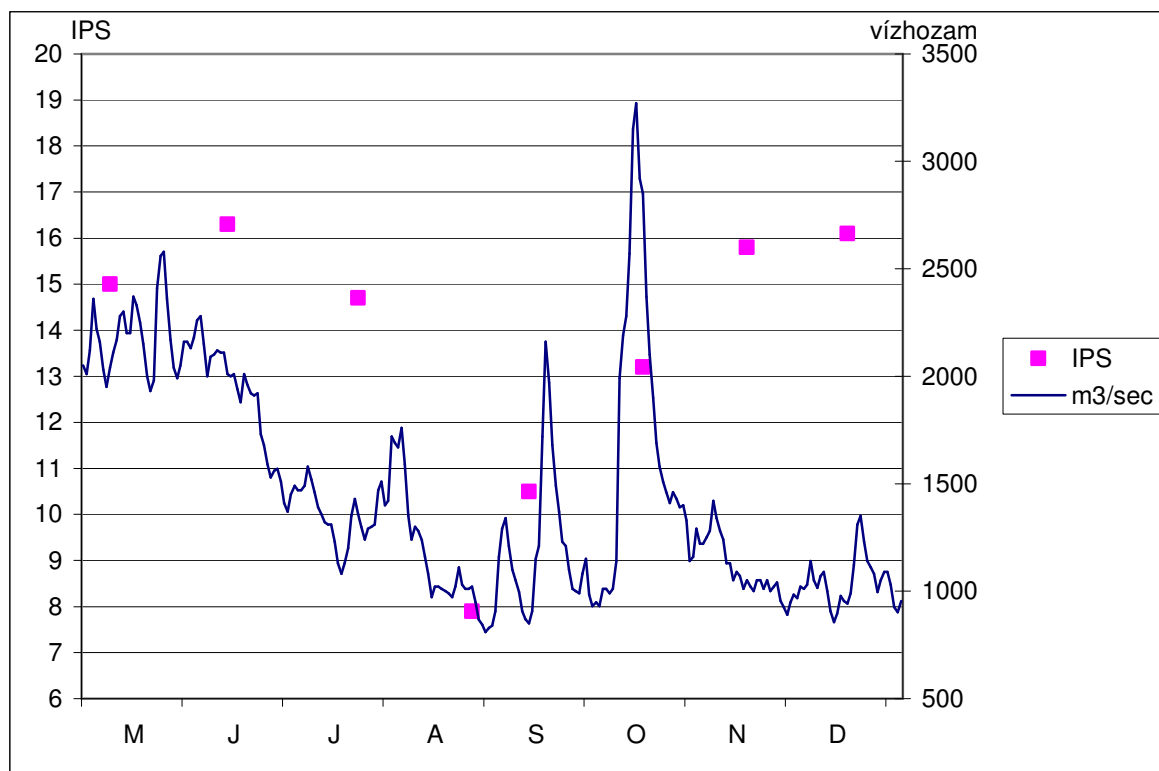
Az ismétlésként használt mintavétel típusa	Átlagos négyzetes eltérés (ANOVA)	Eltérés (hiba) %
Ugyanazon a napon	1.0	1.0
Különböző hónapokban	22.8	29,2
Különböző években	19.2	22.3

4. mintavétel időpontjának a megválasztása

a.) abban az esetben, ha pontszerű szennyezéssel kell számolni

A Dunában 2003-ban májustól decemberig havonkénti mintavétellel vizsgáltuk az IPS index értékének alakulását ugyanazon a mintavételi helyen (Gödnél), ugyanolyan aljzatról gyűjtve a mintát (kő), és a feldolgozó személye is ugyanaz volt.

Az IPS kovaalga index a nyári, meleg vizes, alacsony vízállású periódust kivéve az egész vizsgált periódus alatt jó vízminőséget jelzett a gödi kompnál (6. ábra). Az index szórása 3,02 volt, variációs koefficiense 0,22%. Augusztusra azonban a tűrhető tartományba esett az index értéke, mely szeptembertől lassan nőtt, s a hideg vizes periódusra mutatott ismét jó értéket. 2003-as évben nem volt jelentős áradás a Dunán, ami fokozta volna a diffúz szennyezések (tápanyagok bemosódása) a mértékét, viszont ahogy már SZEMES (1966) is kimutatta, a Duna alacsony vízállású időszakában jobban érvényesül a befolyó szennyvizek (pontszerű szennyezések) vízminőséget rontó hatása (alacsony vízállásnál kicsi a hígítási hatás). Az őszi, hideg-vizes periódus (novembertől) már kívül esik a vegetációs perióduson, ilyenkor az index már nem jelzi megbízhatóan az ökológiai állapotot, ami felhívja a figyelmet arra, hogy a mintavétel időpontjai május és október közé kell, hogy essenek. Ha kiszámoljuk a vízhozam és az IPS index közötti korrelációt a májustól októberig terjedő időszakra, $r=0,58$ -as értéket kapunk és jól látszik, hogy a vízhozam csökkenés a melegvizes periódusban az indexben is csökkenést okoz, a fentebb leírtak miatt.



6. ábra Az IPS index változása a Dunán a gödi kompnál gyűjtött bevonat vizsgálata alapján 2003 májustól decemberig.

b.) abban az esetben, ha diffúz szennyezéssel kell számolni

2004 júniustól októberig 16 vízfolyás (Burnót-patak, Lovasi-séd, Csupaki-séd, Szőlősi-séd, Pécsely-patak, Egervíz, Tapolca-patak, Kétöles-patak, Lesence-patak, Edericsi-patak, Hévíz-Páhoki-csatorna, Zala, Nyugati-övcatorna, Rigó-csatorna, Pogányvölgyi-patak, Köröshegyi-séd) havonkénti mintavételére került sor a vízfolyások torkolat előtti szakaszáról. 3 patak (Egervíz, Pécsely-patak, Tapolca-patak) esetén egészéves havonkénti mintavételt végeztünk. Összesen 86 minta feldolgozására került sor.

A vízfolyások tipológiai besorolásukat tekintve a 3-as (Burnót-patak, Lovasi-séd, Csupaki-séd, Szőlősi-séd, Pécsely-patak), 9-es (Tapolca-patak, Kétöles-patak, Lesence-patak), 10-es (Egervíz), 11-es (Zala), 21-es (Rigó-csatorna, Köröshegyi-séd) illetve a 22-es (Nyugati-övcatorna, Pogányvölgyi-patak) típusba tartoznak. A Hévíz-Páhoki csatorna egyik típusba sem sorolható.

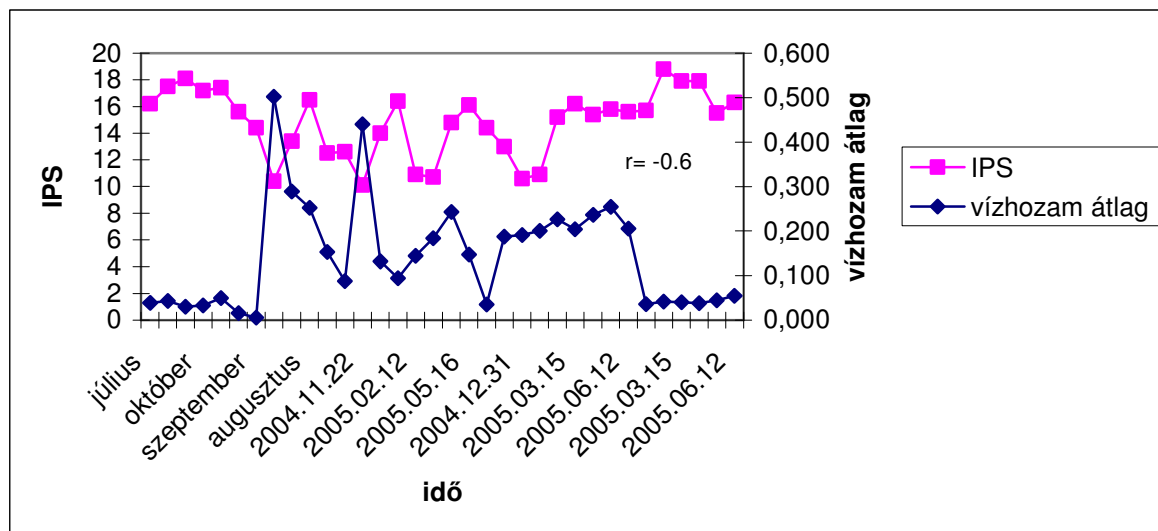
A bevonat mintákkal párhuzamosan vízmintákat is gyűjtöttünk, így 12 különböző fizikai és kémiai paraméterek meghatározására is sor került. A patakok vízhozam adatait a Székesfehérvári Vízügyi Igazgatóság bocsátotta rendelkezésünkre.

Megvizsgáltuk, hogy a vízhozam változása milyen hatással van a kis vízfolyások ökológiai állapotára, és hogy ez jelentkezik-e az IPS értékekben. Egyértelműen elmondható, hogy az adott hónap vízhozam átlaga és mediánja is szoros, negatív (-0,60; -0,57) korrelációt mutatott az IPS értékekkel, azaz a vízhozam csökkenése az IPS értékek növekedésével jár együtt (5.táblázat, 7. ábra). Ez valószínűleg azzal magyarázható, hogy az esős, nagyobb vízhozamú hónapokban a vízfolyás sokkal több tápanyagot szállít, a nitrát bemosódása megnő illetve az IPS indexszel szoros összefüggést mutató paraméterek (tápanyagterhelés, víz hőmérséklet, KOI, ortofoszfát, a nitrát-nitrogén, ásványi nitrogén, pH) is megváltoznak. De az adott hónap

vízhozam maximuma is összefüggést mutatott (-0,46; $p < 1\%$) a vízfolyás állapotával. Az IPS index szórása 2,5, variációs koefficiense pedig 0,17% volt.

5. táblázat. A vízhozam korrelációja az IPS kovaalga indexszel ($n = 34$; * $p < 0,1\%$, ** $p < 1\%$)

		IPS
vízhozam	átlag	-0.60*
	medián	-0.57*
	max	-0.46**



7. ábra Az IPS és vízhozam változása a Balaton környéki kis vízfolyásokon

A két esettanulmány felhívja a figyelmet a mintavétel idejének a helyes megválasztására, melynek során az időpontra túlmenően a vízjárásra is figyelemmel kell lenni a vízfolyások esetében. Emellett rávilágít arra, hogy az eltérő típusokba (pl. hegyvidéki illetve síkvidéki) tartozó vízfolyások esetében eltérő lehet ugyanannak a jelenségnek (esetünkben a vízhozam változásnak) a vízfolyás ökológiai állapotára gyakorolt hatásának az iránya. Egy hegyvidéki, kis tápanyagtartalmú vízfolyásnál a vízhozam növekedés során a vízgyűjtőről bemosódó szennyeződések indexrontó hatása kifejezett lehet, míg egy tápanyagdús síkvidéki vízfolyás esetében pedig a vízhozam csökkenéssel együtt járó hígítási hatás csökkenése okozhat az indexekben kedvezőtlen irányú változást.

5. a tartós preparátumok készítésének hibája

Erre a kérdésre akkor tudnánk válaszolni, ha ugyanabból a mintából egyidejűleg készített preparátumokból többet dolgoznánk fel, erre azonban nincs adatunk. A STAR project (BESSE-LOTOTSKAYA et al. 2006) eredményei azt mutatták, hogy a ROTT indexnek volt a legkisebb a szórása (0,11) és a TDI-nek a legnagyobb (3,5).

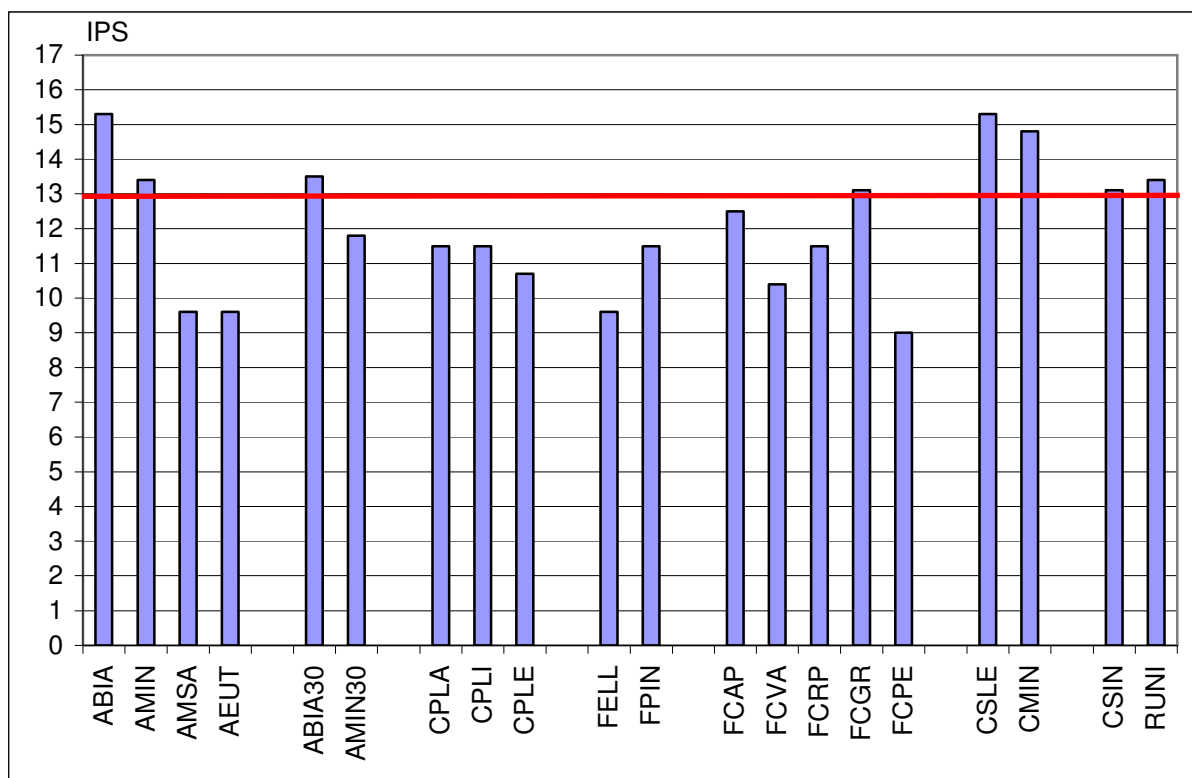
6. a minta feldolgozásának a személyéből eredő hiba

Ennek nagyságát csak a minőségbiztosítás elkészülte és működése után tudjuk megadni. A STAR project (BESSE-LOTOTSKAYA et al. 2006) eredményei azt mutatták, hogy a vizsgált metrikák közül a %PT-nek volt a legnagyobb a szórása (12,36), míg az IDAP-nak a legkisebb (0,59).

Feldolgozásból eredő hiba

A fentiekén túlmenően számolnunk kell azzal a hibalehetőséggel is, hogy a feldolgozást végző szakemberek felkészültsége nem tekinthető egyformának. Így fennáll a lehetősége, hogy néhány, könnyen összetéveszthető taxont nem sikerül megfelelően meghatározni. Ez a bizonytalansági tényező a továbbképzésekkel mind jobban csökkenthető.

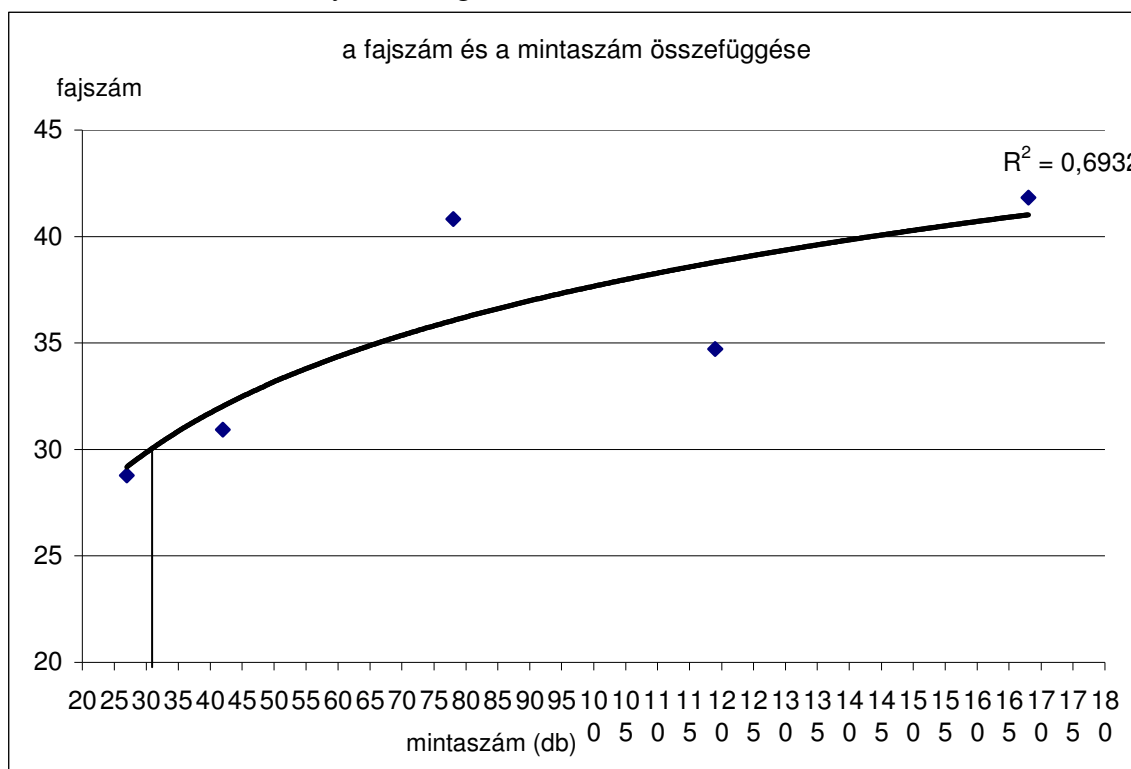
Példaként bemutatunk egy elemzést (8. ábra) arra vonatkozóan, hogy milyen következménnyel jár, ha nem pontosan határozzuk meg a domináns fajt a mintában. Néhány összekeverhető faj esetében vizsgáltuk, hogyan változik az IPS index értéke, ha a faj 40 %-os dominanciát ér el a mintában (két *Achnanthydium* fajnál azt is, ha csupán 30%-ot). A keverhető taxonokat egy-egy oszlopcsoport szemlélteti, helykihasználással elválasztva az egyes taxoncsoportokat.



8. ábra Az IPS index értékének változása egy képzeletbeli mintában, ha az *Achnanthydium biasolettianum* (ABIA), *A. minutissimum* var. *minutissimum* (AMIN), *A. m.* var. *saprophila* (AMSA), *A. eutrophilum* (AEUT), *Cocconeis placentula* var. *placentula* (CPLA), *C. p.* var. *lineata* (CPLI), *C. p.* var. *euglypta* (CPLE), *Staurosira elliptica* (FELL), *Staurosirella pinnata* (FPIN), *Fragilaria capucina* var. *capucina* (FCAP), *F. c.* var. *vaucheriae* (FCVA), *F. c.* var. *rumpens* (FCRP), *F. c.* var. *gracilis* (FCGR), *F. c.* var. *perminuta* (FCPE), *Encyonema silesiacum* (CSLE), *E. minutum* (CMIN), *Reimeria sinuata* (CSIN), *R. uniseriata* (RUNI) 40%-os dominanciát ér el (illetve a 30-al jelzettek 30%-ost). Piros vonal az index jó/közepes határát jelzi.

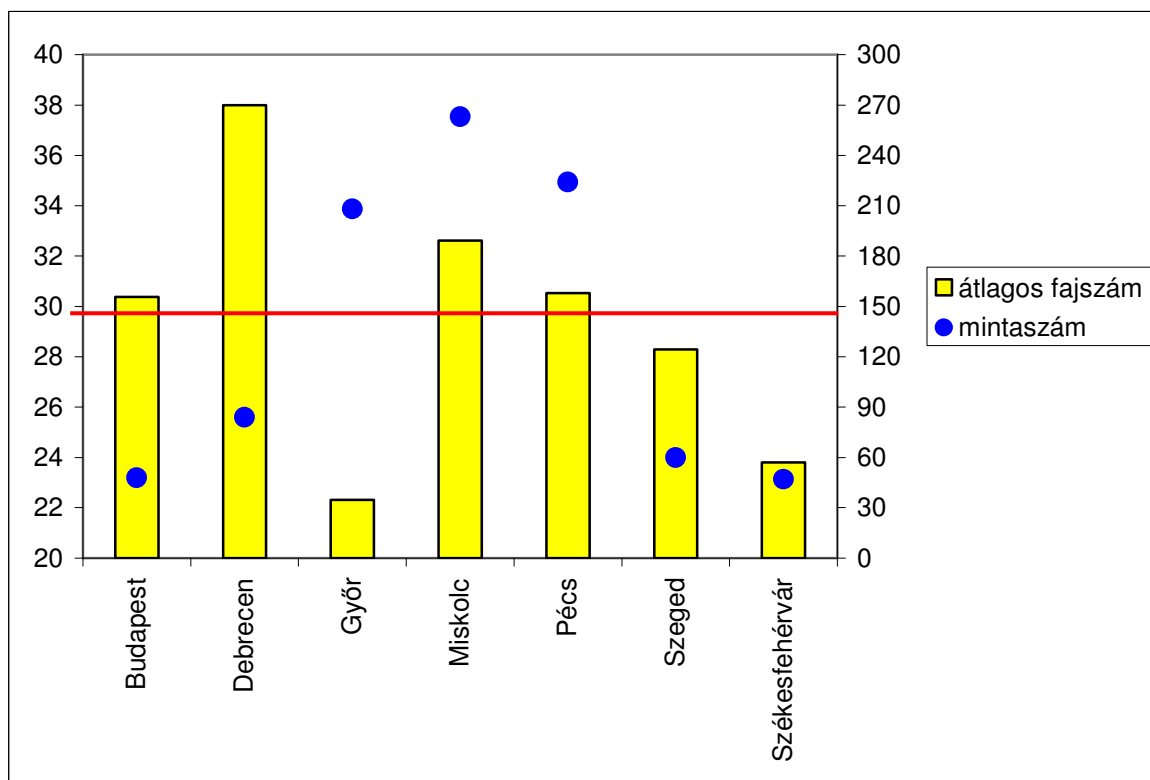
Látható, hogy az *Achnanthydium* fajoknál elsősorban, de a *Fragilaria capucina* változatainál is jelentősen módosulhat az index értéke és ezzel a minősítés. Az előbbi példa mellett számos más taxon esetében is hasonló a helyzet.

Megnéztük, hogy a vízfolyások esetében, ha a vizsgálatot végzők személye különböző, milyen összefüggést lehet találni a mintaszám és az egy mintából a rutin számolás során előkerülő fajok átlagos darabszáma között (9. Ábra). Ez természetesen csak egy nagyon durva közelítés, hiszen egy-egy területen nagyon különböző vizek találhatóak. Általánosságban elmondható, hogy minél nagyobb egy vízfolyás rendűsége, annál több faj előkerülése várható belőle. Ez persze megint csak függ a vízgyűjtő jellegétől (pl. méret), hiszen minél inkább különböző területről (pl. típusát tekintve) érkezik a folyó és mellékágai, annál változatosabb összetételű lehet az élőlény közössége.



9. ábra A fajsám alakulása és a feldolgozott minta darabszáma közti összefüggés (az adatbázisban szereplő ECOSURV, Ács Éva, Budapesti és Debreceni Felügyelőség és Stenger-Kovács Csilla mintái alapján)

Nyilvánvalóan a mintaszám emelésével egy határon túl nem nő a fajsám, hanem telítési görbét ad. A 9. ábrán látható, hogy kb. 30 mintánál várhatóan átlagosan 30-as fajsám várható (itt csak azokkal az adatokkal dolgoztam, ahol jól képzett szakemberek végezték a minták feldolgozását).



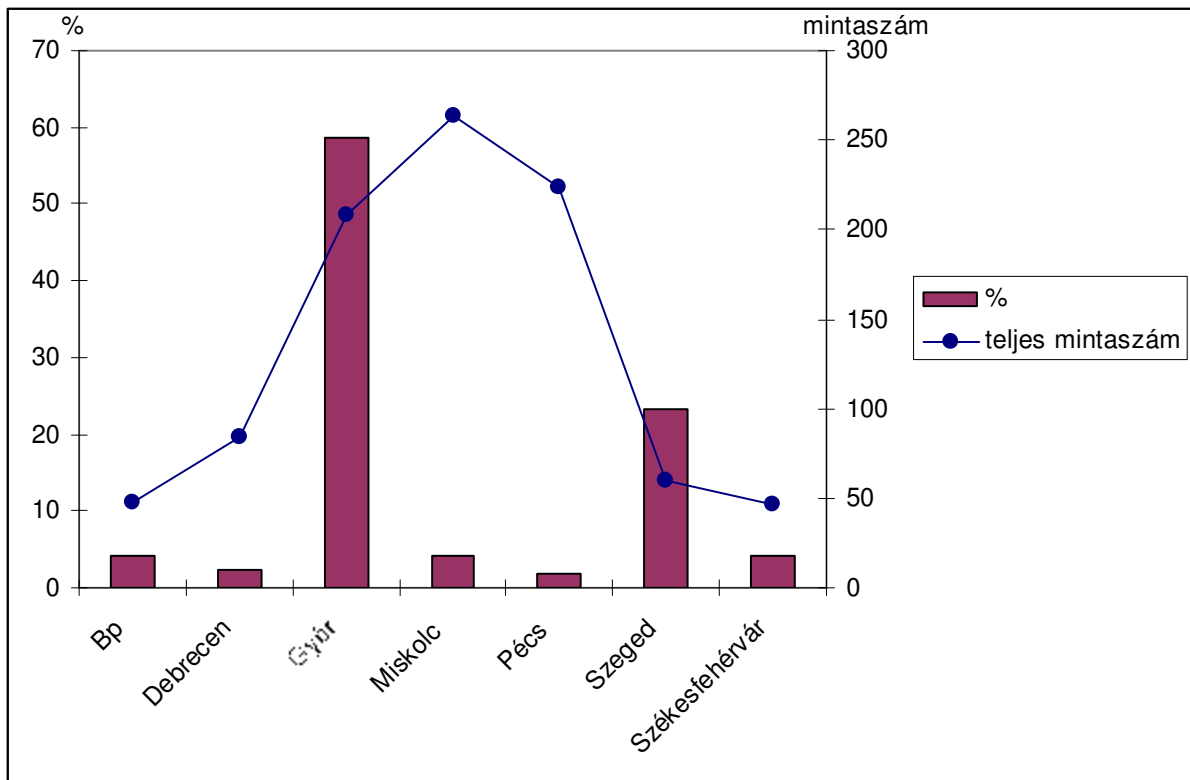
10. ábra Az egyes felügyelőségek által feldolgozott folyóvízi minták száma és a bennük talált kovaalga fajok átlagos száma. Piros vonal jelzi az elvárható átlagos fajszámot.

A 10. ábrán látható, hogy minden felügyelőség mintaszáma elérte a 30-at, viszont 3 felügyelőség nem érte el az elvárható fajszám átlagot.

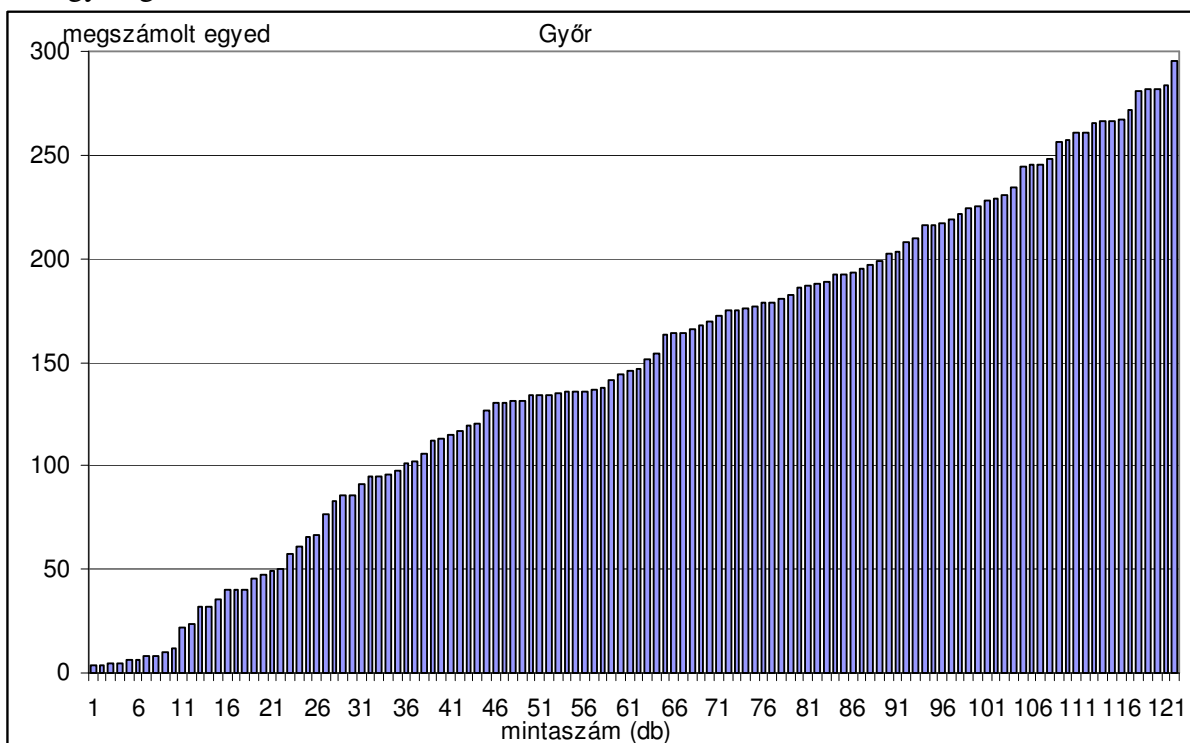
A későbbiekben, egy biztonságosan használható monitorozás érdekében, ezen felügyelőségek szakemberei számára különösen fontos a továbbképzés, amit leginkább kis csoportos formában lenne célszerű elvégezni. Emellett hangsúlyozottan hívja fel a figyelmet arra a tényre is, hogy a monitoring adatok megbízhatósága jól kidolgozott minőségbiztosítás nélkül hosszú távon nem maradhat, az eredmények javítása, megbízhatósága érdekében sürgős szükség van részletes kidolgozására, bevezetésére.

Emellett rontotta a megbízhatóságot, az adatok használhatóságát, ha nem tartották be a számolási protokoll azon részét, hogy 400-ig kell számolni.

A monitoring adatbázisból leválogattuk azokat a mintákat, ahol nem érte el a számolás a 300 egyed a mintában (azért választottuk ezt a határt az elfogadhatóság határának, mert a STAR project eredményei alapján ez az érték még éppen elfogadható a minősítéshez). A 11. ábrán látható egyrészt, hogy a Felügyelőségek igen különböző mennyiségű minta eredményét küldték be a monitoring adatbázisba (vannak olyan felügyelőségek, amelyek több év eredményét, míg mások csak egyetlen év eredményeit küldték be a minősítés kidolgozásának elősegítéséhez), valamint, hogy két felügyelőség esetében igen magas (23 illetve 59%) az aránya azoknak a mintáknak, amelyeknek a feldolgozása során nem tartották be a számolási protokollt. A Győri Felügyelőség esetében igen nagyszámú minta esetében még a 100-at sem érte el a megszámlált egyedek mennyisége (12. ábra). Feltételezve, hogy legjobb igyekezettel sem tudtak 400 egyedet megszámlálni ezekben a mintákban, ilyen esetben kétféle teendő van. 1. Megvizsgálni mi az oka a kevés algaszámnak. Ha preparálási hiba, új preparátumot kell készíteni. Ha mintavételi hiba, új gyűjtésre van szükség. 2. Az ilyen minták eredményét semmiképpen sem szabad beépíteni az adatbázisba, mert eredménye megbízhatatlan.



11. ábra A Felügyelőségek által az adatbázisba küldött minták száma, valamint azoknak a mintáknak a teljes mintaszámhoz viszonyított aránya, amelyekben nem számoltak legalább 300 egyedig.



12. ábra A Győri felügyelőség 300 megszámlált egyed alatti mintáinak megszámlált egyedszáma.

ÖSSZEFOGLALÁS AZ ÉRTÉKELÉSI RENDSZER MEGBÍZHATÓSÁGÁRÓL

A STAR project (BESSE-LOTOTSKAYA et al. 2006) eredményei alapján elemezhetjük a módszer teljes szórását, ami a mintavételi hely megválasztásából, az aljzat kiválasztásból, a feldolgozó személyéből, a preparálási hibából és a gyűjtési hibából adódott össze. A vizsgált metrikák közül a 0-20 értéket felvevő indexek szórása 0,69 (IDAP) és 2,45 (IBD) közé esett, ami 3,45-12,25%-os hibát jelent. Átlagos szórásuk 1,4 volt, ami 7%-os hibát jelent. Ehhez adódik hozzá a mintavételi időpont megválasztásából eredő hiba is, amit nem vizsgáltak a STAR project keretében, véleményünk szerint ezt is beleszámolva kb. **10%-os** hibával számolhatunk, ha feltételezzük, hogy a feldolgozást végző biológus megfelelően képzett, a kovaalga taxonómiában jártas és betartja a mintavételi, preparálási és feldolgozási protokollt. Emellett meg kell említenünk, hogy akad néhány olyan kovaalga taxon, melyet a legjobb felkészültség mellett sem lehet fénymikroszkóppal pontosan meghatározni, ha ezek a fajok dominánsak a mintában, elektronmikroszkópos feldolgozás is szükséges.

AZ ADATOK MEGBÍZHATÓSÁGÁNAK, PONTOSSÁGÁNAK FELÜLVIZSGÁLATA (MINTAVÉTELI IDŐPONT ÉS MINTAVÉTELI HELY REPREZENTATIVITÁSA, RENDKÍVÜLI IDŐJÁRÁSI VAGY EGYÉB KÖRÜLMÉNY, AMELY AZ ADATOK MEGBÍZHATÓSÁGÁT BEFOLYÁSOLHATJA, EGYÉB SZEMPONTOK)

Az adatok megbízhatóságát alapvetően befolyásolja, hogy a monitoringot végző biológusok folyamatos szakmai továbbképzése, nem megoldott, kivétlenül hagy egyes biológusok szakmai felkészültsége, mely kihat a mintavételre és a feldolgozásra is. Emellett az alacsony létszám miatt nincs elég idejük az alapos feldolgozásra és az adatbevitel helyességének az ellenőrzésére. Hiányosak a kémiai adatok is, számos mintavételi helyről nincs elegendő adat. Némelyik típusból alig van adat, itt nem lehet statisztikailag megbízható kiértékelést végezni. Ilyenek a 2., 3., 4., 7., 11., 12. típus. Ez nagymértékben nehezíti a kiértékelést és a minősítés végleges kidolgozását, érthetetlen, hogy miért hiányos a kémia is a monitoring pontokon. További problémát jelentett, hogy már javában folyt az adatelemzés, amikor nagymértékben megváltozott a vízfolyások tipológiai besorolása, ez kb. 1 hetes munka eredményeinek a kidobását jelentette, ami azért is volt nagy gond, mivel eleve október elején kaptuk kézhez az adatokat.

AZ ÉRTÉKELÉSHEZ VALAMILYEN OKNÁL FOGVA NEM MEGFELELŐ ADATOK KISZŰRÉSE (AZ OK MEGJELÖLÉSÉVEL)

A Budapesti Felügyelőség mintái közül nem vettem figyelembe az elemzésnél a 2007/248 és 2007/408 jelzetű mintákat (AEP655) (Kemence-patak Kemencénél), mert a gyűjtés valószínűleg rossz helyről, talán árnyékos helyről, esetleg híd alól történt. Erre utalt a mintákban található feltűnően sok *Nitzschia* egyed is. A *Nitzschia* fajok heterotróf módon is képesek táplálkozni, emiatt olyan helyeken is el tudnak szaporodni, ahol kevés a fény. Az IPS kovaalga index rossz vízminőséget jelzett, a kémiai változók értékei viszont nem támasztották alá a rossz vízminőséget. Ugyancsak kihagytuk az elemzésből az egyik AEQ028-as mintát (Szuha-patak Ecsegnél), mert valószínűleg késői volt a mintavétel és emiatt tért el jelentősebb mértékben az index értéke és a kémia egymástól.

A Szegedi Felügyelőség mintái közül az AEP668, AEP434, AEP567, AEQ105, AEP471, AEQ056, F237L/05 KÖRTVÉLYESI HOLT TISZA GHÁZ MÖGÖTTI CSÓNAKIKÖTŐ

2005.07.27, F260T/07 MADARÁSZ TÓ 2-ES TÓ 2007.08.27 jelzetű mintákat kihagytuk az elemzésből, mert taxonómiaiilag megbízhatatlannak bizonyultak.

A Székesfehérvári Felügyelőség AEQ075, AEQ094, AEQ108, AEP355 és a Győri Felügyelőség AEP748, AEP640, AEP900, AEP657, AEP662 jelzetű mintáit ugyancsak kizártuk az elemzésből, mert valószínűleg határozási hibákkal terheltek, illetve ha volt több adata, akkor csak azt, amelyiknél a kémiáktól nagyon eltérő értéket mutatott az index. A jövőben folytatni kell a biológusok szakmai továbbképzéseit.

A Miskolci Felügyelőség AEP931-es helyének kisebb index értékű mintáját kihagytuk az elemzésből, mert a kémiák alapján jó minősítést kapott a víz és az egyik kovaminta alapján is, így itt vagy mintavételi hiba történt, vagy határozási, hogy közepes értéket mutatott az index. Kihagytuk a Miskolci Felügyelőség AEP621-es mintáját is, mert valószínűleg mintavételi hiba volt.

Ugyancsak kihagytuk az elemzésből a Debreceni Felügyelőség AEP733, AEQ118 és az AEP821 jelzetű mintái közül a kémiától nagyon eltérő indexértékű mintákat. Olyan alföldi kisvízfolyások esetén, melyeknél nyáron a vízszint drasztikusan csökken és a természetes autoszaprobítás érhető módon emelkedik, az index értéke erre reflektál. Így az ilyen típusoknál a legjobb értéket vettük figyelembe.

Ezen kívül kihagytuk az elemzésből azt a 157 mintát, amelyekben a meghatározott egyedek mennyisége nem érte el a 300-at.

A kezdeti adatbázis **1481** mintát tartalmazott, melyek közül a határozási bizonytalanságokkal, mintavételi hibákkal, feldolgozási hibákkal terhelt minták kihagyása után **1161** minta adataival tudtunk dolgozni, vagyis összesen 320 mintát kellett kihagynunk.

AZ ADATBÁZIS FRISSÍTÉSE A JAVÍTÁSOKKAL

Az adatbázis frissítése a javításokkal október elejére megtörtént, így el tudtuk kezdeni az érdemi munkát.

2) Az ökológiai minősítési rendszer kiegészítése, módosítása

KORÁBBAN KIDOLGOZOTT, VÍZFOLYÁSOKRA VONATKOZÓ MINŐSÍTÉSI RENDSZEREK FELÜLVIZSGÁLATA AZ ADATIGÉNY, AZ ELÉRHETŐ PONTOSSÁG ÉS A MEGBÍZHATÓSÁG SZEMPONTJAI SZERINT, A TÖBBI OMNIDIA ÁLTAL SZÁMOLT INDEX VIZSGÁLATA, TESZTELÉSE

Első lépésben minden típus esetében Pearson korrelációt számoltunk a kémiai változók és az egyes kovaalga indexek között (13. ábra). A helyenként kevés adat miatt bizonyos összevonásokat végeztünk a 6. táblázat következők szerint.

6. táblázat. A korreláció számítás során alkalmazott típusösszevonások.

Összevont típusok sorszáma és neve	Összevont tipológiák
1. Hegyvidéki, meszes	2,3
2. Domvidéki durva mederanyagú	4,5,6,7
3. Domvidéki finom mederanyagú	8,9,10,
4. Sikvidéki durva	11,12,13,14

mederanyagú	
5. Sikvidéki finom mederanyagú kicsi és közepes méretű, valamint szerves	15,16,17,18, 21,22
6. Sikvidéki, finom mederanyagú nagy és nagyon nagy	19,20,23,24,25,

Correlations (eva_teszt_1.sta)																
Marked correlations are significant at p < ,05000																
Variable	BOI5	log(boi)	Fajlagos vezeté	KOIcr er	log(koi)	N (összes)	log(ON)	NH4-N	log(NH4)	NO2-N	log(NO2)	NO3-N	log(NO3)	O2 telítettség	PO4P	log(PO4)
IPS	0,08	0,06	-0,35	0,03	-0,02	-0,19	-0,23	-0,30	-0,35	-0,20	-0,21	-0,28	-0,36	0,21	-0,33	-0,39
LMA	0,06	0,01	-0,37	-0,08	-0,15	0,17	0,07	-0,12	-0,20	0,07	0,06	-0,19	-0,29	0,27	-0,24	-0,39
GENRE	-0,16	-0,18	-0,34	-0,11	-0,14	0,07	-0,03	-0,17	-0,25	-0,08	-0,11	-0,10	-0,18	0,14	-0,31	-0,36
CEE	-0,15	-0,18	-0,36	-0,21	-0,28	-0,16	-0,22	-0,35	-0,42	-0,21	-0,22	-0,25	-0,32	0,22	-0,40	-0,45
SLA	-0,07	-0,11	-0,25	-0,06	-0,14	0,07	0,01	-0,23	-0,30	-0,10	-0,11	-0,13	-0,24	0,22	-0,30	-0,46
EPI-D	0,12	0,09	-0,19	0,08	-0,01	0,10	0,01	-0,14	-0,22	-0,05	-0,07	-0,24	-0,35	0,30	-0,23	-0,40
LOBO	0,07	0,05	0,02	0,55	0,53	0,29	0,44	-0,21	-0,24	-0,15	-0,15	-0,00	-0,08	0,46	-0,22	-0,26
IBD	-0,29	-0,32	-0,13	-0,18	-0,26	0,23	0,13	-0,02	-0,10	0,04	0,01	0,05	-0,03	-0,02	-0,14	-0,24
SHE	0,17	0,19	-0,33	-0,00	-0,05	-0,31	-0,34	-0,32	-0,35	-0,26	-0,26	-0,32	-0,39	0,32	-0,31	-0,36
TDI	0,26	0,28	0,11	0,11	0,18	-0,34	-0,26	-0,01	0,07	-0,05	-0,02	-0,15	-0,07	0,03	0,12	0,25
%PT	-0,02	-0,01	0,66	0,25	0,26	0,08	0,20	0,18	0,26	-0,02	-0,01	0,25	0,32	-0,19	0,34	0,37
SID	-0,01	0,00	-0,50	-0,31	-0,34	-0,58	-0,58	-0,53	-0,55	-0,44	-0,44	-0,36	-0,38	0,32	-0,52	-0,50
TID	-0,25	-0,28	-0,51	-0,27	-0,31	0,09	0,01	-0,22	-0,30	-0,05	-0,07	-0,06	-0,14	0,19	-0,37	-0,41

1.

Correlations (eva_teszt_1.sta)											
Marked correlations are significant at p < ,05000											
N=32 (Casewise deletion of missing data)											
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeté	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)	
IPS	-0,49	-0,48	-0,46	-0,26	-0,52	-0,35	-0,36	-0,09	0,49	0,43	
LMA	-0,39	-0,49	-0,49	-0,35	-0,50	-0,39	-0,40	-0,12	0,56	0,35	
GENRE	-0,69	-0,33	-0,35	-0,23	-0,22	-0,20	-0,20	-0,14	0,20	0,20	
CEE	-0,19	-0,08	-0,05	0,18	-0,28	-0,07	-0,07	0,04	0,04	0,17	
SLA	-0,34	-0,59	-0,58	-0,42	-0,58	-0,47	-0,49	-0,19	0,61	0,30	
EPI-D	-0,52	-0,58	-0,57	-0,51	-0,49	-0,38	-0,40	-0,15	0,48	0,41	
LOBO	-0,53	-0,56	-0,65	-0,70	-0,52	-0,45	-0,47	-0,25	0,54	0,18	
IBD	-0,40	-0,49	-0,49	-0,41	-0,58	-0,36	-0,42	-0,12	0,53	0,28	
SHE	-0,50	-0,57	-0,59	-0,47	-0,60	-0,45	-0,45	-0,18	0,62	0,42	
TDI	0,44	0,35	0,33	0,33	0,26	0,19	0,23	0,15	-0,12	-0,15	
%PT	0,22	-0,03	-0,14	-0,17	0,02	-0,17	-0,15	-0,09	0,29	-0,00	
SID	-0,40	-0,52	-0,57	-0,36	-0,62	-0,49	-0,48	-0,14	0,61	0,43	
TID	-0,23	-0,43	-0,40	-0,35	-0,48	-0,29	-0,34	-0,13	0,37	0,16	

2.

Correlations (eva_teszt_1.sta)											
Marked correlations are significant at p < ,05000											
N=47 (Casewise deletion of missing data)											
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeté	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)	
IPS	-0,54	-0,31	-0,13	-0,24	-0,25	-0,50	-0,27	0,03	0,48	0,27	
LMA	-0,53	0,04	-0,06	-0,23	-0,12	-0,17	-0,01	-0,09	0,20	0,36	
GENRE	-0,36	-0,12	0,07	-0,08	0,05	-0,16	0,03	0,08	0,32	0,15	
CEE	-0,18	-0,17	-0,10	-0,30	-0,07	-0,12	0,02	0,09	0,46	-0,10	
SLA	-0,52	-0,35	-0,33	-0,30	-0,31	-0,53	-0,31	-0,02	0,33	0,30	
EPI-D	-0,60	-0,10	-0,14	-0,26	-0,06	-0,28	-0,02	0,08	0,33	0,49	
LOBO	-0,07	0,06	0,07	-0,05	0,04	0,09	-0,01	-0,02	-0,17	-0,00	
IBD	-0,38	-0,25	-0,13	-0,31	-0,03	-0,34	-0,07	0,18	0,32	0,01	
SHE	-0,55	-0,20	-0,10	-0,24	-0,34	-0,46	-0,24	-0,09	0,31	0,25	
TDI	0,34	0,24	0,20	0,33	-0,04	0,26	0,12	-0,24	-0,22	-0,20	
%PT	0,37	0,35	0,19	0,16	0,25	0,41	0,28	0,04	-0,36	-0,04	
SID	-0,33	-0,50	-0,20	-0,40	-0,43	-0,60	-0,56	-0,07	0,45	-0,10	
TID	-0,35	-0,30	-0,25	-0,41	-0,25	-0,41	-0,25	0,00	0,36	-0,08	

3.

Correlations (eva_teszt_1.sta)										
Marked correlations are significant at p < ,05000										
N=23 (Casewise deletion of missing data)										
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezető	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)
IPS	0,04	-0,02	-0,35	-0,06	-0,51	-0,12	-0,21	-0,47	0,26	-0,51
LMA	0,36	0,34	0,01	0,32	0,02	0,02	-0,03	-0,14	0,20	-0,13
GENRE	-0,10	-0,11	-0,52	-0,03	-0,57	-0,23	-0,36	-0,58	0,43	-0,48
CEE	-0,43	-0,36	-0,37	-0,39	-0,46	-0,01	-0,07	-0,42	-0,02	-0,43
SLA	0,21	0,19	-0,11	0,09	-0,18	0,06	0,02	-0,21	0,10	-0,26
EPI-D	0,12	0,19	-0,10	0,15	-0,29	0,09	-0,02	-0,31	0,09	-0,37
LOBO	-0,32	-0,31	-0,56	-0,15	-0,63	-0,37	-0,47	-0,62	0,39	-0,48
IBD	-0,29	-0,13	-0,50	-0,12	-0,53	-0,05	-0,13	-0,47	0,25	-0,46
SHE	-0,11	-0,02	-0,39	0,11	-0,51	-0,14	-0,29	-0,61	0,30	-0,45
TDI	0,08	0,06	0,38	0,13	0,46	0,04	0,13	0,41	-0,18	0,32
%PT	-0,15	-0,03	0,11	0,19	0,31	0,03	0,04	0,12	-0,08	0,27
SID	0,13	0,01	-0,50	0,03	-0,47	-0,18	-0,32	-0,51	0,50	-0,43
TID	-0,03	0,05	-0,43	0,06	-0,52	-0,04	-0,21	-0,56	0,35	-0,55

4.

Correlations (eva_teszt_1.sta)										
Marked correlations are significant at p < ,05000										
N=93 (Casewise deletion of missing data)										
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezető	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)
IPS	-0,23	-0,19	-0,05	-0,26	-0,22	-0,37	-0,28	-0,06	-0,04	-0,32
LMA	-0,18	0,05	0,12	0,01	-0,15	-0,15	-0,12	-0,05	-0,05	0,02
GENRE	-0,20	-0,06	-0,01	-0,17	-0,19	-0,35	-0,14	-0,00	-0,03	-0,15
CEE	-0,27	-0,29	-0,11	-0,32	-0,30	-0,46	-0,34	-0,10	-0,01	-0,36
SLA	-0,26	-0,36	-0,27	-0,33	-0,38	-0,28	-0,36	-0,28	-0,00	-0,34
EPI-D	-0,28	-0,09	0,09	-0,11	-0,15	-0,24	-0,24	-0,03	-0,07	-0,14
LOBO	-0,19	-0,16	-0,15	-0,04	-0,19	0,14	-0,09	-0,26	-0,05	-0,20
IBD	-0,35	-0,24	-0,16	-0,24	-0,21	-0,17	-0,19	-0,15	-0,16	-0,36
SHE	-0,18	-0,10	-0,03	-0,17	-0,22	-0,32	-0,21	-0,06	0,03	-0,12
TDI	0,20	0,21	0,26	0,16	0,42	0,21	0,26	0,33	0,06	0,22
%PT	-0,05	0,20	0,16	0,24	0,33	0,51	0,22	0,08	-0,13	0,23
SID	-0,07	-0,31	-0,30	-0,31	-0,36	-0,37	-0,32	-0,23	0,13	-0,31
TID	-0,25	-0,26	-0,26	-0,21	-0,33	-0,15	-0,27	-0,32	-0,01	-0,33

5.

Correlations (eva_teszt_1.sta)										
Marked correlations are significant at p < ,05000										
N=111 (Casewise deletion of missing data)										
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezető	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	
IPS	-0,06	-0,19	-0,28	-0,19	-0,16	-0,04	-0,19	-0,16		0,04
LMA	-0,23	-0,26	-0,11	-0,32	-0,10	-0,08	-0,07	0,04		0,08
GENRE	0,02	-0,17	-0,34	-0,10	-0,25	-0,07	-0,12	-0,24		0,06
CEE	0,04	-0,17	-0,23	-0,13	0,01	-0,04	-0,18	-0,11		0,05
SLA	-0,07	-0,25	-0,21	-0,19	-0,01	-0,10	-0,27	-0,13		0,03
EPI-D	0,08	-0,14	-0,17	-0,09	-0,02	-0,08	-0,21	-0,11		0,03
LOBO	0,03	-0,22	-0,38	-0,11	-0,04	-0,17	-0,24	-0,29		-0,03
IBD	-0,03	-0,11	-0,31	-0,03	-0,13	-0,10	-0,16	-0,24		0,14
SHE	0,07	-0,12	-0,29	-0,02	-0,02	-0,12	-0,23	-0,17		0,06
TDI	-0,01	0,17	0,39	0,03	0,08	0,13	0,20	0,43		-0,02
%PT	0,02	0,05	0,03	0,05	0,13	0,01	0,02	-0,01		0,01
SID	0,11	-0,20	-0,29	-0,11	-0,12	-0,29	-0,41	-0,20		0,07
TID	0,14	-0,11	-0,32	0,00	-0,07	-0,14	-0,24	-0,25		0,06

6.

13. ábra Az egyes kémiai változók és az OMNIDIA program által számolt kovaalga indexek közötti korrelációk a 6. tábla szerint összevont típusokban. (A táblázat alatti bal alsó sarokba írt számok a 6. táblázat szerint összevont típusok sorszámát jelentik.)

Megállapítottuk, hogy melyek azok az indexek, melyek a legtöbb változóval szignifikáns korrelációt mutatnak, ezek a hegyvidéki típusok kivételével az IPS, SID és TID indexek. A SID szaprobitás index, a TID trofitás index az IPS pedig integrált szennyezettségi index, mely magában foglalja a szaprobitást is és a trofitást is.

Következő lépésként a három indexből képzett multimetrikus indexszel (IPSITI) is lefuttattuk a korrelációt és így még több esetben kaptunk szignifikáns korrelációt (7. táblázat).

7. táblázat. A IPSITI és a kémiai változók korrelációja. Az 1. oszlopban az összevont típusok sorszámára szerepel a 6. táblázat szerint. A 7. típus a mesterséges vízfolyások multimetrikus indexe és a kémiai változók közötti korrelációt mutatja.

1.	<p>Correlations (eva_teszt_1.sta) Marked correlations are significant at $p < ,05000$</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Variable</th> <th>BOI5</th> <th>log(boi)</th> <th>Fajlagos vezeték</th> <th>KOlc r er</th> <th>log(koi)</th> <th>N (összes)</th> <th>log(ON)</th> <th>NH4-N</th> <th>log(NH4)</th> <th>NO2-N</th> <th>log(NO2)</th> <th>NO3-N</th> <th>log(NO3)</th> <th>O2 telítettség</th> <th>PO4P</th> <th>log(PO4)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>IPSITI</td> <td>-0,07</td> <td>-0,08</td> <td>-0,49</td> <td>-0,17</td> <td>-0,21</td> <td>-0,26</td> <td>-0,30</td> <td>-0,39</td> <td>-0,45</td> <td>-0,25</td> <td>-0,26</td> <td>-0,27</td> <td>-0,34</td> <td>0,27</td> <td>-0,45</td> <td>-0,49</td> </tr> </tbody> </table>	Variable	BOI5	log(boi)	Fajlagos vezeték	KOlc r er	log(koi)	N (összes)	log(ON)	NH4-N	log(NH4)	NO2-N	log(NO2)	NO3-N	log(NO3)	O2 telítettség	PO4P	log(PO4)	IPSITI	-0,07	-0,08	-0,49	-0,17	-0,21	-0,26	-0,30	-0,39	-0,45	-0,25	-0,26	-0,27	-0,34	0,27	-0,45	-0,49
Variable	BOI5	log(boi)	Fajlagos vezeték	KOlc r er	log(koi)	N (összes)	log(ON)	NH4-N	log(NH4)	NO2-N	log(NO2)	NO3-N	log(NO3)	O2 telítettség	PO4P	log(PO4)																			
IPSITI	-0,07	-0,08	-0,49	-0,17	-0,21	-0,26	-0,30	-0,39	-0,45	-0,25	-0,26	-0,27	-0,34	0,27	-0,45	-0,49																			
2.	<p>Correlations (eva_teszt_1.sta) Marked correlations are significant at $p < ,05000$ N=27 (Casewise deletion of missing data)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Variable</th> <th>log(boi)</th> <th>Cl-</th> <th>Fajlagos vezeték</th> <th>log(koi)</th> <th>log(ON)</th> <th>log(NH4)</th> <th>log(NO2)</th> <th>log(NO3)</th> <th>O2 telítettség</th> <th>log(PO4)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>IPSITI</td> <td>-0,34</td> <td>-0,33</td> <td>-0,36</td> <td>-0,06</td> <td>-0,31</td> <td>-0,35</td> <td>-0,37</td> <td>-0,33</td> <td>0,26</td> <td>-0,42</td> </tr> </tbody> </table>	Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)	IPSITI	-0,34	-0,33	-0,36	-0,06	-0,31	-0,35	-0,37	-0,33	0,26	-0,42												
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)																									
IPSITI	-0,34	-0,33	-0,36	-0,06	-0,31	-0,35	-0,37	-0,33	0,26	-0,42																									
3.	<p>Correlations (eva_teszt_1.sta) Marked correlations are significant at $p < ,05000$ N=48 (Casewise deletion of missing data)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Variable</th> <th>log(boi)</th> <th>Cl-</th> <th>Fajlagos vezeték</th> <th>log(koi)</th> <th>log(ON)</th> <th>log(NH4)</th> <th>log(NO2)</th> <th>log(NO3)</th> <th>O2 telítettség</th> <th>log(PO4)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>IPSITI</td> <td>-0,52</td> <td>-0,43</td> <td>-0,23</td> <td>-0,39</td> <td>-0,36</td> <td>-0,60</td> <td>-0,42</td> <td>-0,02</td> <td>0,53</td> <td>-0,59</td> </tr> </tbody> </table>	Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)	IPSITI	-0,52	-0,43	-0,23	-0,39	-0,36	-0,60	-0,42	-0,02	0,53	-0,59												
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)																									
IPSITI	-0,52	-0,43	-0,23	-0,39	-0,36	-0,60	-0,42	-0,02	0,53	-0,59																									
4.	<p>Correlations (eva_teszt_1.sta) Marked correlations are significant at $p < ,05000$ N=21 (Casewise deletion of missing data)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Variable</th> <th>log(boi)</th> <th>Cl-</th> <th>Fajlagos vezeték</th> <th>log(koi)</th> <th>log(ON)</th> <th>log(NH4)</th> <th>log(NO2)</th> <th>log(NO3)</th> <th>O2 telítettség</th> <th>log(PO4)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>IPSITI</td> <td>0,00</td> <td>0,03</td> <td>-0,49</td> <td>0,07</td> <td>-0,60</td> <td>-0,12</td> <td>-0,31</td> <td>-0,64</td> <td>0,40</td> <td>-0,47</td> </tr> </tbody> </table>	Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)	IPSITI	0,00	0,03	-0,49	0,07	-0,60	-0,12	-0,31	-0,64	0,40	-0,47												
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)																									
IPSITI	0,00	0,03	-0,49	0,07	-0,60	-0,12	-0,31	-0,64	0,40	-0,47																									
5.	<p>Correlations (eva_teszt_1.sta) Marked correlations are significant at $p < ,05000$ N=87 (Casewise deletion of missing data)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Variable</th> <th>log(boi)</th> <th>Cl-</th> <th>Fajlagos vezeték</th> <th>log(koi)</th> <th>log(ON)</th> <th>log(NH4)</th> <th>log(NO2)</th> <th>log(NO3)</th> <th>O2 telítettség</th> <th>log(PO4)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>IPSITI</td> <td>-0,29</td> <td>-0,29</td> <td>-0,21</td> <td>-0,32</td> <td>-0,38</td> <td>-0,37</td> <td>-0,35</td> <td>-0,22</td> <td>-0,01</td> <td>-0,35</td> </tr> </tbody> </table>	Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)	IPSITI	-0,29	-0,29	-0,21	-0,32	-0,38	-0,37	-0,35	-0,22	-0,01	-0,35												
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)																									
IPSITI	-0,29	-0,29	-0,21	-0,32	-0,38	-0,37	-0,35	-0,22	-0,01	-0,35																									
6.	<p>Correlations (eva_teszt_1.sta) Marked correlations are significant at $p < ,05000$ N=100 (Casewise deletion of missing data)</p> <table border="1"> <thead> <tr> <th>Variable</th> <th>log(boi)</th> <th>Cl-</th> <th>Fajlagos vezeték</th> <th>log(koi)</th> <th>log(ON)</th> <th>log(NH4)</th> <th>log(NO2)</th> <th>log(NO3)</th> <th>O2 telítettség</th> <th>log(PO4)</th> </tr> </thead> <tbody> <tr> <td>IPSITI</td> <td>0,05</td> <td>-0,16</td> <td>-0,33</td> <td>-0,06</td> <td>-0,16</td> <td>-0,14</td> <td>-0,30</td> <td>-0,31</td> <td>0,05</td> <td>-0,35</td> </tr> </tbody> </table>	Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)	IPSITI	0,05	-0,16	-0,33	-0,06	-0,16	-0,14	-0,30	-0,31	0,05	-0,35												
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)																									
IPSITI	0,05	-0,16	-0,33	-0,06	-0,16	-0,14	-0,30	-0,31	0,05	-0,35																									

7.										
Correlations (eva_teszt_1.sta) Marked correlations are significant at $p < ,05000$ N=39 (Casewise deletion of missing data)										
Variable	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezeték	log(koi)	log(ON)	log(NH4)	log(NO2)	log(NO3)	O2 telítettség	log(PO4)
IPSITI	-0,22	-0,42	-0,42	-0,43	-0,57	-0,63	-0,39	-0,28	0,38	-0,10

Emiatt multimetrikus indexet képeztünk az IPS, SID és TID indexek átlagából és ezzel az új indexszel (IPSITI) végeztük el a határérték elemzéseket a 4., 5., 6., 7., 8., 9., 10., 11., 12., 13., 14., 15., 16., 17., 18., 19., 20., 21., 22., 26. típus esetében. Az IPSITI indexkategóriáit a három alap index kategóriájának átlagánál képeztük a következők szerint (8. táblázat):

8. táblázat. Az egyes indexek határai.

	IPS	SID	TID	SHE	IPSITI
kiváló	≥ 17	≥ 15	$\geq 15,9$	$\geq 16,8$	≥ 16
jó	16,9-13	14,9-12,3	15,8-13,1	16,7-13,7	15,9-12,8
közepes	12,9-9	12,2-9,4	13-8,4	13,6-10,5	12,7-8,9
tűrhető	8,9-5	9,3-6,1	8,3-5,2	10,4-7,3	8,8-5,4
rossz	< 5	$< 6,1$	$< 5,2$	$< 7,3$	$< 5,4$

A hegyvidéki típusok közül az 1. típusban egyetlen index sem mutatott jó korrelációt a kémiai változókkal (9. táblázat), így itt szakértői becslés útján választottunk indexet a következő elv alapján: ebben a típusban számos saját gyűjtésünk is volt, így a helyszínen szerzett tapasztalatainkra építve megnéztük, melyik index adja azzal a legjobb egyezést. Emellett a korábbi vizsgálatok alapján javasolt referencia helyek esetében is megnéztük melyik index ad kiváló értéket. Ez ebben a típusban az IPS index volt, így a továbbiakban ezzel végeztük el a minősítési munkákat.

9. táblázat. Az indexek és a kémiai változók korrelációja a hegyvidéki, szilikátos vízfolyások esetében.

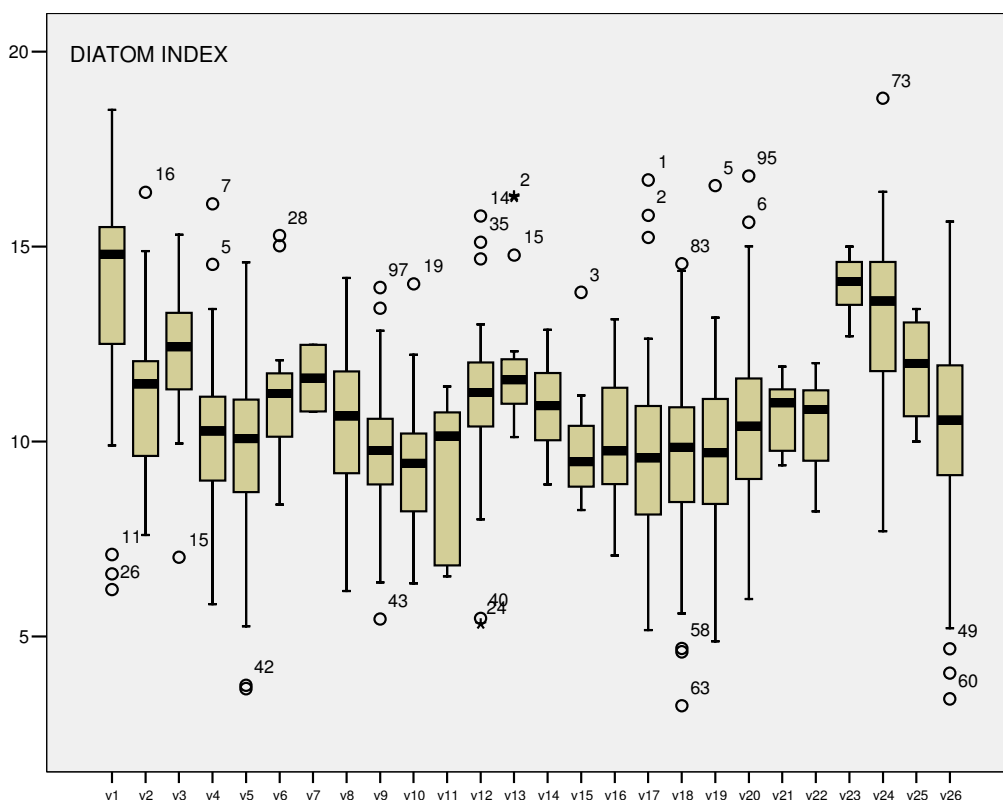
Variable	Correlations (eva_teszt_1)																
	Marked correlations are significant at p < .05000 N=8 (Casewise deletion of missing data)																
	BOI5	log(boi)	Cl-	Fajlagos vezet�	KOlc r er	log(koi)	N (�sszes)	log(ON)	NH4-N	log(NH4)	NO2-N	log(NO2)	NO3-N	log(NO3)	O2 telitettsg	PO4-P	log(PO4)
BOI5	1,00	1,00	-0,26	-0,80	-0,07	-0,2	0,86	0,87	0,78	0,78	0,2	0,2	0,45	0,35	0,55	0,62	0,60
log(boi)	1,00	1,00	-0,33	-0,79	0,01	-0,1	0,82	0,83	0,73	0,73	0,1	0,1	0,37	0,28	0,61	0,68	0,64
Cl-	-0,26	-0,33	1,00	0,38	-0,71	-0,6	0,13	0,07	0,29	0,28	0,6	0,6	0,59	0,64	-0,87	-0,82	-0,38
Fajlagos vezet�	-0,80	-0,79	0,38	1,00	0,30	0,4	-0,83	-0,86	-0,74	-0,75	-0,4	-0,4	-0,53	-0,47	-0,37	-0,39	-0,08
KOlc r er	-0,07	0,01	-0,71	0,30	1,00	1,0	-0,57	-0,54	-0,67	-0,67	-1,0	-1,0	-0,92	-0,95	0,76	0,72	0,64
log(koi)	-0,20	-0,13	-0,62	0,44	0,99	1,0	-0,67	-0,66	-0,76	-0,76	-1,0	-1,0	-0,96	-0,98	0,66	0,61	0,57
N (�sszes)	0,86	0,82	0,13	-0,83	-0,57	-0,7	1,00	1,00	0,99	0,99	0,7	0,7	0,83	0,77	0,07	0,15	0,15
log(ON)	0,87	0,83	0,07	-0,86	-0,54	-0,7	1,00	1,00	0,98	0,98	0,6	0,6	0,81	0,75	0,11	0,18	0,15
NH4-N	0,78	0,73	0,29	-0,74	-0,67	-0,8	0,99	0,98	1,00	1,00	0,8	0,8	0,91	0,86	-0,08	0,00	0,07
log(NH4)	0,78	0,73	0,28	-0,75	-0,67	-0,8	0,99	0,98	1,00	1,00	0,8	0,8	0,91	0,86	-0,08	0,00	0,07
NO2-N	0,19	0,12	0,63	-0,42	-0,99	-1,0	0,67	0,65	0,75	0,76	1,0	1,0	0,96	0,98	-0,67	-0,63	-0,57
log(NO2)	0,19	0,12	0,63	-0,42	-0,99	-1,0	0,66	0,65	0,75	0,76	1,0	1,0	0,96	0,98	-0,67	-0,63	-0,57
NO3-N	0,45	0,37	0,59	-0,53	-0,92	-1,0	0,83	0,81	0,91	0,91	1,0	1,0	1,00	0,99	-0,49	-0,42	-0,31
log(NO3)	0,35	0,28	0,64	-0,47	-0,95	-1,0	0,77	0,75	0,86	0,86	1,0	1,0	0,99	1,00	-0,57	-0,51	-0,39
O2 telitettsg	0,55	0,61	-0,87	-0,37	0,76	0,7	0,07	0,11	-0,08	-0,08	-0,7	-0,7	-0,49	-0,57	1,00	0,99	0,77
PO4-P	0,62	0,68	-0,82	-0,39	0,72	0,6	0,15	0,18	0,00	0,00	-0,6	-0,6	-0,42	-0,51	0,99	1,00	0,83
log(PO4)	0,60	0,64	-0,38	-0,08	0,64	0,6	0,15	0,15	0,07	0,07	-0,6	-0,6	-0,31	-0,39	0,77	0,83	1,00
IPS	0,12	0,18	-0,70	-0,13	0,61	0,6	-0,20	-0,16	-0,31	-0,31	-0,6	-0,6	-0,53	-0,56	0,65	0,61	0,35
LMA	0,35	0,40	-0,39	0,08	0,69	0,6	-0,08	-0,07	-0,15	-0,15	-0,7	-0,7	-0,46	-0,52	0,69	0,71	0,84
GENRE	-0,71	-0,65	-0,42	0,57	0,65	0,7	-0,91	-0,89	-0,94	-0,94	-0,7	-0,7	-0,87	-0,83	0,16	0,06	-0,12
CEE	-0,04	-0,08	0,37	-0,11	-0,51	-0,5	0,23	0,22	0,29	0,29	0,5	0,5	0,44	0,47	-0,43	-0,42	-0,38
SLA	0,70	0,72	-0,52	-0,53	0,31	0,2	0,42	0,44	0,32	0,32	-0,2	-0,2	-0,02	-0,10	0,70	0,73	0,61
EPI-D	0,13	0,20	-0,58	0,24	0,92	0,9	-0,37	-0,35	-0,46	-0,46	-0,9	-0,9	-0,75	-0,80	0,77	0,76	0,80
LOBO	0,29	0,29	-0,29	-0,61	-0,24	-0,3	0,38	0,41	0,33	0,33	0,3	0,3	0,28	0,26	0,12	0,11	-0,22
IBD	-0,12	-0,07	-0,69	-0,11	0,49	0,5	-0,32	-0,28	-0,43	-0,42	-0,5	-0,5	-0,53	-0,54	0,46	0,39	0,01
SHE	-0,31	-0,25	-0,47	0,46	0,81	0,8	-0,67	-0,65	-0,73	-0,73	-0,8	-0,8	-0,84	-0,84	0,45	0,41	0,37
TDI	0,11	0,06	0,42	-0,22	-0,60	-0,6	0,39	0,38	0,45	0,45	0,6	0,6	0,58	0,59	-0,42	-0,39	-0,33
%PT	-0,14	-0,19	0,52	0,09	-0,49	-0,5	0,12	0,10	0,21	0,21	0,5	0,5	0,40	0,43	-0,53	-0,51	-0,35
SID	-0,14	-0,13	-0,06	0,24	0,25	0,3	-0,25	-0,25	-0,25	-0,26	-0,3	-0,3	-0,27	-0,27	0,09	0,08	0,13
TID	0,33	0,36	-0,47	-0,28	0,34	0,3	0,10	0,12	0,02	0,02	-0,3	-0,3	-0,20	-0,24	0,52	0,51	0,36

A Duna esetében ugyancsak összevonás után (23., 24.  s 25. típus) számoltuk ki a korrelációkat. Itt az IPS indexszel mutattak a kémiai változók a leginkább korrelációkat, tehat a Duna esetében ezt az indexet javasoljuk. A 10. táblázatban összefoglaltuk az egyes típusokban alkalmazott metrikákat.

10. táblázat. Az egyes típusokban alkalmazott metrikák

típus	metrika
1	IPS
2	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
3	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
4	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
5	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
6	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
7	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
8	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
9	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
10	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
11	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
12	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
13	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
14	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
15	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
16	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
17	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
18	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
19	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)
20	IPSITI (IPS, SID �s TID �tlaga)

21	IPSITI (IPS, SID és TID átlaga)
22	IPSITI (IPS, SID és TID átlaga)
23	IPS
24	IPS
25	IPS
26	IPSITI (IPS, SID és TID átlaga)



14. ábra A kovaalga indexek értékei az egyes típusokban. A dobozdiagram 5 alapadata: minimum, alsó kvartilis (25%), medián, felső kvartilis (75%), max. Az enyhén kiugró értékeket kör jelöli, az extrém kiugró értékeket csillag.

Az 14. ábrán látható egyrészt, hogy az IPS index értékei nagyobbak, emiatt a hegyvidéki vízfolyások (1-3. típus) és a Duna (23-25. típus) értékei a legnagyobbak. Emellett látható, hogy a hegyvidéki szilikátos kőzetten átfolyó vízfolyásaink (1. típus) index értékei magasabbak, mint a meszeseké (2., 3. típus). A dombvidéki vízfolyások (4-10. típus) index értékei is általában nagyobbak, mint a síkvidékieké (11.-22. típus), de az is szembevetendő, hogy a durva mederanyagú nagy és nagyon nagy folyóink (6., 7., 13., 14. típus) indexértékei is nagyobbak mind a dombvidéki, mind pedig a síkvidéki vízfolyásaink esetében, mint a többi. A finom mederanyagú vízfolyások közül csak a nagyon nagyok (20. típus) index értéke magasabb. Vagyis legszerűlekenyebb vizeink a kis vízhozamú, lassú folyású vizeink. A mesterséges vízfolyások index értékei a síkvidéki vízfolyások értékeihez hasonlóak, de index értékük tág határok között változik.

FOLYÓVIZEKRE KIDOLGOZOTT IPS ÉS IPSITI INDEX EQR ÉRTÉKEINEK FINOMÍTÁSA MIND AZ 5 MINŐSÍTÉSI OSZTÁLYRA

A 8. táblázatban közölt indexhatárokat figyelembe véve, kiválasztottuk minden típusban azokat a mintavételi helyeket, amelyek a kémia és az indexek alapján is jó értéket mutattak. Ha egy mintavételi helyről több minta is rendelkezésünkre állt, akkor a legjobb index értéket vettük figyelembe, kivéve a nagy folyóknál, ahol mindegyikkel dolgoztunk. A kis vízfolyások esetében az indokolta a rossz értékek elhagyását, hogy az ilyen vizek gyakran az autoszaprobítás, vagy a vízhiány miatt, vagy pedig erőteljes makrofita borítottság (árnyékolás) miatt is mutathatnak rosszabb értéket (borítottsági és vízállás adatok nem álltak rendelkezésünkre, emiatt úgy vettük, hogy a rosszabb index minden esetben ezen okok valamelyike miatt állt elő).

Az így kiválasztott vizek indexértékei 25. percentilisét tekintettük az index kiváló/jó (H/M) határának. Ezután a fennmaradó részt 4 egyenlő részre osztva képeztük a további határokat. Az így kapott nyers adatokat a 11. táblázat tartalmazza csak a (H/M és G/M határokat tüntettük föl, de a többi értelemszerűen számolható).

11. táblázat. Nyers adatok

típus	leírás	index ref.	index kiváló/jó	hány ref. adat van
1	HvSDki	16,4	15,4	7
2	HvMDki	15,7	15,3	2
3	HVMDko	14,3	13,5	4
4	DvMDki	14,0	13,4	4
5	DvMDko			0
6	DvMDna	15,3	15,3	1
7	DvMDnn	12,8	12,8	1
8	DvMKki	13,7	13,7	1
9	DvMKko	13,9	13,9	1
10	DvMKna			0
11	SvMDki			0
12	SvMDko	14,7	13,0	5
13	SvMDna	16,3	15,5	3
14	SvMDnn	12,9	12,9	1
15	SvMKki	13,8	13,8	1
16	SvMKkike			0
17	SvMKkoke	16,7	16,7	1
18	SvMKko	14,4	14,3	2
19	SvMKna	16,6	16,6	1
20	SvMKnn	14,1	13,8	6
21	SvSzki	14,3	14,3	1
22	SvSzko			0
23	Duna Szob felett	14,9	14,1	8
24	Duna Szob és Baja között	14,5	13,9	25
25	Duna Baja alatt	13,1	12,9	2

Látható, hogy az 1 éves monitoring adatok (illetve szórványosan 2-3 éves monitoring adatok), az ECOSURV adatai és a szakértők saját adatai ellenére sem volt elegendő adat a határok megbízható kidolgozására, illetve a síkvidéki vízfolyások esetében mi is szembekerültünk azzal a problémával, hogy nincs referencia hely. Így ismételten szükség volt a szakértői becslésre, mely alapján a 12. táblázatban összefoglalt határokat javasoljuk. A javasolt határértékeket igyekeztünk az indexek magyarországi értékeihez (14. ábra alapján) igazítani.

12. táblázat. Javasolt határértékek

típus	leírás	index H/G	index G/M	index M/P	Index P/B
1	HvSDki	15	12	8	4
2	HvMDki	15	11	8	4
3	HVMDko	14	10	7	3
4	DvMDki	14	10	7	3
5	DvMDko	14	10	7	3
6	DvMDna	14	10	7	3
7	DvMDnn	14	10	7	3
8	DvMKki	14	10	7	3
9	DvMKko	14	10	7	3
10	DvMKna	14	10	7	3
11	SvMDki	14	10	7	3
12	SvMDko	14	10	7	3
13	SvMDna	14	10	7	3
14	SvMDnn	14	10	7	3
15	SvMKki	14	10	7	3
16	SvMKkike	14	10	7	3
17	SvMKkoke	14	10	7	3
18	SvMKko	14	10	7	3
19	SvMKna	14	10	7	3
20	SvMKnn	14	10	7	3
21	SvSzki	13	10	6	3
22	SvSzko	13	10	6	3
23	Duna Szob felett	17	13	9	6
24	Duna Szob és Baja között	17	13	9	6
25	Duna Baja alatt	16	12	8	5
26	mesterséges	14	10	7	3

Megjegyzendő, hogy a kémia és biológia szempontjából jó állapotú helyek közül tájhasználat és hidromorfológiai kockázatosság szempontjából mindössze 6 hely tekinthető referencia helynek (13. táblázat).

13. táblázat. A kémia, biológia és hidromorfológiai alapján javasolt referencia helyek.

típus	vízfolyás neve
1	Rák patak (GÖRBEHALOM)
1	BERNECE-PATAK (BERNECEBARÁTI FELETT)
1	DÖMÖSI MALOM PATAK (DÖMÖS)

1	KEMENCE-PATAK (Zemplén, FORRÁS UTÁN)
2	SZALAJKA-PATAK (SZILVASVARAD FOLOTT)

Ezek közül is a Rák-patak esetében a Felügyelőségtől kapott tájékoztatás szerint diffúz szennyezésre esetenként számítani lehet a vízgyűjtőn.

Láthatjuk tehát, hogy gyakorlatilag egyedül a hegyvidéki szilikátos (1-es típus) vízfolyások esetében tekinthetők a javasolt határok megbízhatónak.

AZ EQR HATÁROK MEGÁLLAPÍTÁSÁNAK MÓDSZERE

Az EQR határokat normalizálás útján határoztuk meg úgy, hogy azok értékei 0 és 1 közé essenek, azonos osztályközökkel. Az így képzett értékeket (EQR H/G= 0,8; G/M= 0,6; M/P= 0,4; P/B= 0,2) típusonként ábrázoltuk az indexhatárok függvényében. A kapott pontokra legjobban illeszkedő egyenes egyenletével számolható a megfigyelt index értékéből az EQR (14. táblázat, ahol Y az EQR, X pedig a megfigyelt index értéke).

14. táblázat. Az EQR értékek számításának egyenletei az egyes típusokban.

típus	egyenlet	R
1.	$Y=0,0528x-0,028$	0,9978
2.	$y=0,0531x-0,0219$	0,9966
3-20. és 26.	$y = -0,0014x^2 + 0,0807x - 0,0653$	0,9977
21-22.	$Y= -0,0017x^2 + 0,0881x - 0,0718$	0,9980
23-24.	$y = 0,0528x - 0,0808$	0,9978
25.	$y = 0,0529x - 0,0471$	0,9991

EGYSZERŰ KIEGÉSZÍTÉSEK, AMELYEK A 2008. ÉVI MINŐSÍTÉS SORÁN MÁR ALKALMAZHATÓK

Nyáron kisvízfolyás esetében nagyon kicsi lehet a vízállás vagy ki is száradhat, ezért talán a május a megfelelő gyűjtési időszak ezeknek a vízfolyásoknak az esetében Magyarországon. Síkvidéki, makrofitonnal benőtt kis vízfolyásoknál mesterséges aljzat alkalmazása javasolt, melyről április végén, május közepén (de mindenképpen a makrofiton vegetáció előretörése előtt) kell mintát venni, úgy, hogy előtte az aljzatokon legalább 6 hétig növekedjen a bevonat, vagyis az aljzatok lehelyezése a mintavétel előtt legalább 6 héttel történjen. Ok: a dús makrofiton vegetációval rendelkező, lassú folyású kisvízfolyásoknál a víztestből a tápanyag úgy beépülhet makrofitonba, hogy a víztestben oligotrófikus körülményeket teremt, ennek megfelelően a kovaalgák jó vízminőséget fognak jelezni. Mivel ezen vízfolyások esetében a makrofiton az egyetlen természetes aljzat, a kolonizációs időszak miatt viszont csak május végén, június elején tudnánk róla mintát venni, ekkorra viszont már fennállhat az erőteljes borítottság. A késő őszi időszak sem megfelelő a mintavételre, mert a makrofitonban kötött tápanyag a makrofiton pusztulásával visszakerül a vízbe, jelentős tápanyagterhelést eredményezve, vagyis a makrofitonról gyűjtött (kő aljzat nem lévén az ilyen vízfolyásokban) bevonat a vízfolyásnak nem a valós ökológiai állapotát fogja jelezni.

Kisvízfolyások minősítésének a kiértékelésénél a borítottságot is célszerű figyelembe venni, valamint a vízsebességet. A gyakorlatilag állóvízű vízfolyások esetében esetleg egy állóvízi index jobb eredményt adhat.

**AZ EQR HATÁROK FELÜLVIZSGÁLATA SORÁN A VÍZFOLYÁSOK
REFERENCIA-VISZONYAINAK FELÜLVIZSGÁLATA, A REFERENCIA HELYEK
FELÜLVIZSGÁLATA, PONTOSÍTÁSA**

A korábban megjelölt 23 referencia hely (vagy „kvázi” referencia hely) közül 8 változatlanul referencia ill. kvázi referencia hely, 1-ről nem tudunk véleményt mondani (Szentgyörgyvölgyi-patak, 5. típus), mert nem volt megfelelő minta az adatbázisban, 14 pedig nem javasolható referencia helynek. A dunai mintavételi helyeket nem beleszámolva 21 referencia vagy kvázi referencia helyet tudunk megállapítani (15. táblázat), melyek közül 5 javasolható referencia helynek. Ezek közül 4 az 1. típusból, 1 pedig a 2. típusból kerül ki. A kvázi referencia helyek alatt azokat a helyeket értjük, ahol a kémia és a biológia alapján jó a hely besorolása, de hidromorfológiailag kockázatos és/vagy a tájhasználat szempontjából nem tekinthető referencia helynek. A lilával megjelölt vízfolyás referencia helyként kezelését a 2008-as monitoring adatok megcáfolták. A vízfolyás jó állapotú, de referencia helynek nem javasolható.

15. táblázat. Referencia vagy „kvázi” referencia helyek listája

típus száma	megnevezés	referencia hely
1	GYÖNGYÖS-PATAK-1 LAJOSHÁZA	kvázi
1	GÖNCI-PATAK-1 GÖNC FELETT	kvázi
1	Rák patak 'GÖRBEHALOM	Y
1	BERNECE-PATAK BERNECEBARÁTI FELETT	Y
1	DÖMÖSI MALOM PATAK DÖMÖS	Y
1	KEMENCE-PATAK FORRÁS UTÁN	Y
2	SZALAJKA-PATAK SZILVASVARAD FOLOTT	Y
3	BÁN-PATAK-3 VADNA (TORKOLAT)	kvázi
3	Eger-víz Hegyesd	kvázi
4	Arácsi-Séd 71. út	kvázi
4	GYÖNGYÖS-PATAK-1 GYÖNGYÖSSOLYMOS	kvázi
6	SAJÓ-6 SAJÓPÜSPÖKI	kvázi
12	Ásványi-ág Z-12 zárás	kvázi
12	Szávai-csatorna Cikolasziget alatt	kvázi
12	Szávai-csatorna Kisbajcs	kvázi
13	Tisza Tiszabecs	kvázi
17	Ólyvös Barátér Zomlini Bojt	kvázi
18	Sződ-Rákos-patak Szödliget	kvázi
18	Penészlek 1-es csatorna	kvázi
20	Tisza Szatmárcseke	kvázi
20	TISZA TIVADAR	kvázi
23	DUNA MEDVE	kvázi
23	Duna NAGYBAJCS	kvázi
23	Duna KOMAROM	kvázi
23	Duna ESZTERGOM	kvázi
23	DUNA DUNAREMETE	kvázi
24	DUNA GÖD	kvázi
24	Duna Kisoroszi	kvázi
24	SZENTENDREI-DUNAÁG SZENTENDRE ALATT	kvázi
24	Adonyi-Dunaág Tahi híd felett	kvázi
24	Adonyi-Dunaág Rácalmás alatt	kvázi

A REFERENCIA VISZONYOK MEGADÁSA

A referencia viszonyok megadásánál a referenciális index értékhez felhasználtuk a 11. táblázat adatait. Azokban a típusokban, ahol több és/vagy megbízható adat állt rendelkezésre a referencia index értékének a kalkulálásához, ott megtartottuk az értéket, ahol ez nem volt lehetséges, ott szakértői becsléssel adtuk meg, vagy korrigáltuk. A Duna esetében csak szakértői becslést alkalmaztunk, mivel itt egyik mintavételi hely sem tekinthető referenciális állapotúnak. Az 5., 9., 10., 11., 14., 21. és 22. típus esetében elégtelen mennyiségű vagy minőségű adatok miatt egyáltalán nem tudtunk referencia állapotot megadni.

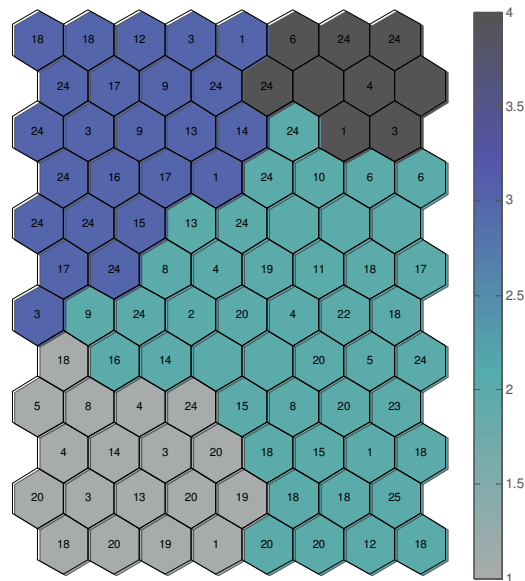
A vízfolyás típusa	A figyelembe vett index lehetséges értéke referenciális állapotú vízfolyás esetén.	A fitobenton esetén figyelembe vett minőségi jellemző referenciális állapotú vízfolyás esetén.
1. Típus: Hegyvidéki, szilikátos hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű patak	Referenciális index érték 16,4	<i>Diatoma mesodon</i> , <i>Gomphonema pumilum</i> , <i>Gomphonema micropus</i> fajok közül valamelyik (vagy több) dominanciája
2. Típus: Hegyvidéki, meszes, hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű patak	Referenciális index érték 15,7	<i>Gomphonema pumilum</i> dominanciája, <i>Achnanthydium minutissimum</i> domináns lehet
3. Típus: Hegyvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, közepes vízgyűjtőjű kis folyó	Referenciális index érték 14,3	<i>Gomphonema pumilum</i> dominanciája, <i>Achnanthydium minutissimum</i> domináns lehet
4. Típus: Dombvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű patak	Referenciális index érték 14,1	<i>Achnanthydium minutissimum</i> és <i>Gomphonema pumilum</i> dominancia, <i>Nitzschia dissipata</i> lehet szubdomináns
6. Típus: Dombvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, nagy vízgyűjtőjű közepes folyó	Referenciális index érték 15,3	<i>Gomphonema pumilum</i> , <i>Achnanthydium biasolettianum</i> dominanciája
7. típus: Dombvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, nagyon nagy vízgyűjtőjű nagy folyó	Referenciális index érték 14,1	<i>Achnanthydium biasolettianum</i> dominancia
8. Típus: Dombvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű csermely	Referenciális index érték 14,1	<i>Gomphonema pumilum</i> , <i>G. olivaceum</i> jelenléte
12. Típus: Síkvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, közepes vízgyűjtőjű kis folyó	Referenciális index érték 14,7	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia
13. Típus: Síkvidéki,	Referenciális index érték 16,3	<i>Eunotia bilunaris</i> , <i>Tabellaria flocculosa</i>

meszes hidrogeokémiai jellegű, durva mederanyagú, nagy vízgyűjtőjű közepes folyó	Referenciális index érték 14,1	fajok jelenléte és /vagy <i>Diatoma moniliformis</i> , <i>Gomphonema olivaceum</i> dominanciái
15. típus: Síkvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű csermely	Referenciális index érték 14,1	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia, vagy <i>Achnanthydium minutissimum/Fragilaria capucina</i> dominancia subdomináns: <i>Meridion circulare</i> , <i>Planothydium lanceolatum</i>
16. Típus: Síkvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, kicsi vízgyűjtőjű és kis esésű ér	Referenciális index érték 16,7	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia, vagy <i>Achnanthydium minutissimum/Fragilaria capucina</i> dominancia subdomináns: <i>Meridion circulare</i> , <i>Planothydium lanceolatum</i>
17. Típus: Síkvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, közepes vízgyűjtőjű és kis esésű patak	Referenciális index érték 14,4	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia, vagy <i>Achnanthydium minutissimum/Fragilaria capucina</i> dominancia subdomináns: <i>Meridion circulare</i> , <i>Planothydium lanceolatum</i> <i>Eunotia bilunaris</i> , <i>Gomphonema olivaceum</i> jelenléte
18. Típus: Síkvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, közepes vízgyűjtőjű kis folyó	Referenciális index érték 16,6	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia szubdomináns: <i>Fragilaria capucina</i> , <i>Planothydium lanceolatum</i> , <i>Meridion circulare</i> kísérő: <i>Gomphonema olivaceum</i>
19. Típus: Síkvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, nagy vízgyűjtőjű közepes folyó	Referenciális index érték 14,1	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia, <i>Surirella angusta</i> jelenléte
20. típus: Síkvidéki, meszes hidrogeokémiai jellegű, közepes-finom mederanyagú, nagyon nagy vízgyűjtőjű nagy folyó	Referenciális index érték 17,1	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia, <i>Diatoma mesodon</i> , <i>Achnanthydium biasolettianum</i> , <i>Gomphonema olivaceum</i> szubdominanciája
23. Duna, magyarországi felső szakasz	Referenciális index érték 17,1	<i>Achnanthydium minutissimum</i> és/vagy <i>biasolettianum</i> dominancia, <i>Gomphonema tergestinum</i> jelenléte
24. Duna, magyarországi középső szakasz	Referenciális index érték 16,5	<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia <i>Gomphonema tergestinum</i> jelenléte
25. Duna, magyarországi alsó szakasz		<i>Achnanthydium minutissimum</i> dominancia

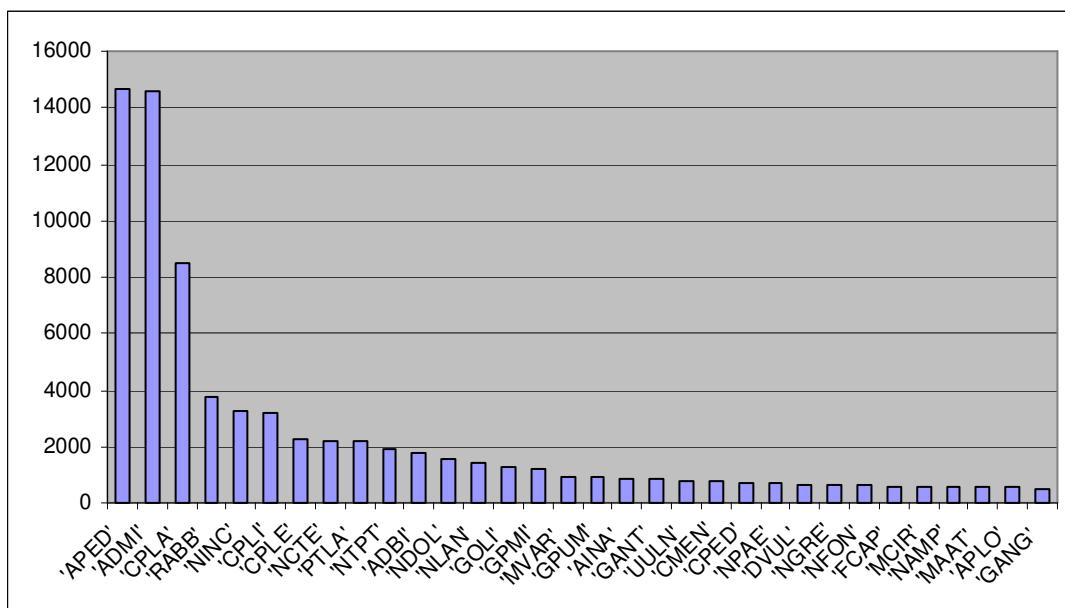
A TIPOLOGIA VALIDÁLÁSA

Ha minden mintát felhasználtunk a SOM elemzéshez nem lehetett elkülöníteni a típusokat. Mindössze 4 csoportra váltak a minták, az elkülönítés nagyon durva értékeléssel mindössze a síkvidéki és a hegy-, illetve dombvidéki csoportoknak felelt meg (15. ábra).

A karakterfajok elemzése során az *Ampora pediculus* és az *Achnanthidium minutissimum* kovaalgáknak volt a legnagyobb a Strukturális Indexe (16. ábra), ezek a fajok gyakorlatilag bárhol előforduló, semmit nem indikáló fajok, semmiképpen sem nevezhetők karakter fajoknak. A sikertelen elemzés magyarázata egyértelműen az adatok csekély megbízhatóságában keresendő.

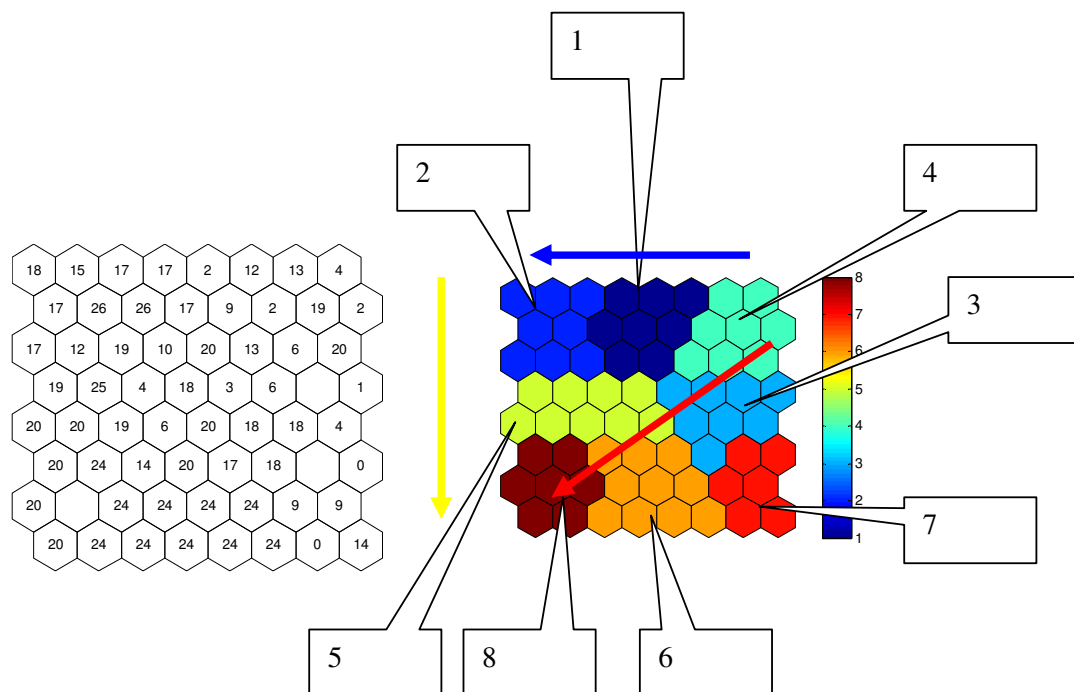


15. ábra. A minták elhelyezkedése a SOM térképen és az egyes kalszterek, ha az elemzésbe az adatbázis összes mintáját bevontuk.



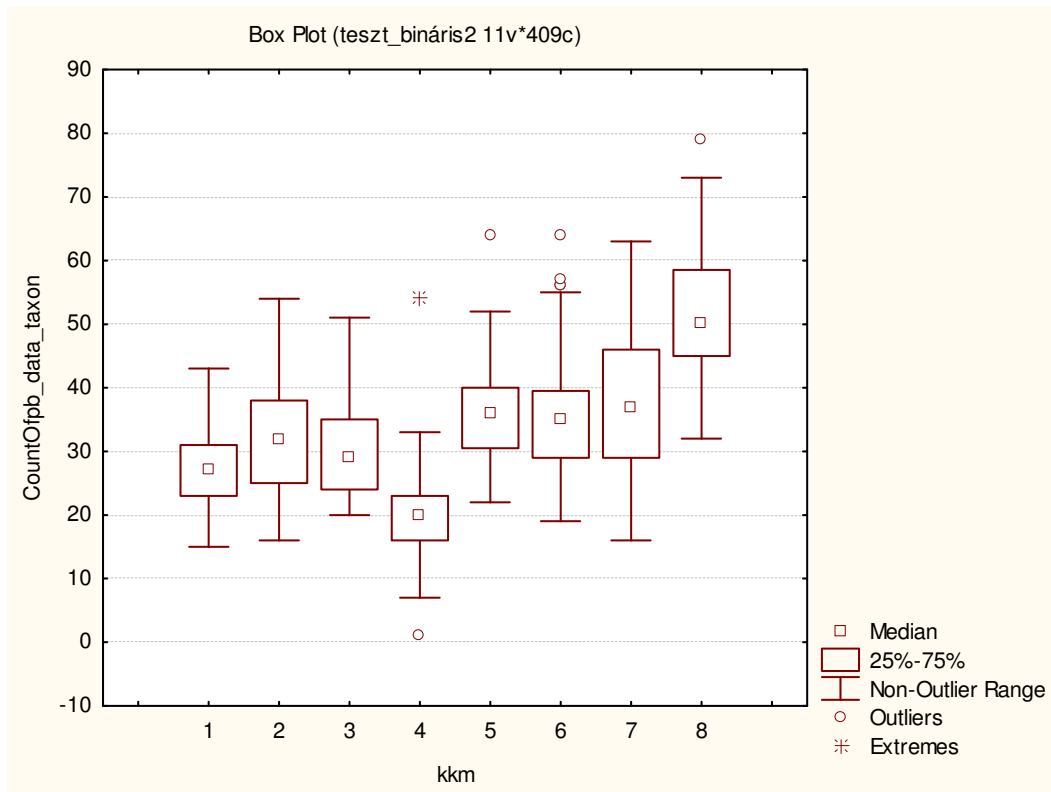
16. ábra. A nagy strukturális indexű fajok SI értékei, ha az elemzésbe az adatbázis összes mintáját bevontuk.

Ha azonban az adatbázisból leválogattuk a megbízhatóan határozott mintákat (ECOSURV, Dunakutató, Stenger-Kovács Csilla, Bajai, Debreceni és Budapesti Felügyelőség mintái) és ezekkel végeztük el a SOM elemzést, akkor 8 típust sikerült elkülöníteni (17. ábra). Az 1. típusba alapvetően a csatornák, kis alföldi vizek kerültek, melyeknek viszonylag kicsi volt a fajszáma (18. ábra) és a növényi tápanyag és szervesanyag tartalma (vagyis az index értékek nagyobbak voltak, 19. ábra). A 2. típusba ugyancsak a csatornák és a kis alföldi vizek, de azok, amelyeket nagyobb fajszám és kisebb index értékek jellemeztek. A 3. és 4. típusba a hegy és dombvidéki kisebb vízfolyások kerültek, 3.-ba a fajgazdagabb, 4.-be inkább a kisebb fajszámú minták (18. ábra). Az 5. Típust elsősorban a síkvidéki, közepes méretű folyók, csatornák alkotják. A 6. típusba tartozott a dunai minták zöme. A 7. típust a durva mederanyagú síkvidéki nagy folyók alkották, a 8. típusba pedig elsősorban a fajgazdag nagy folyók kerültek. A SOM térképen a sárga nyíl a vízfolyások méretváltozásának az irányát mutatja, vagyis 1., 2., 3. és 4. csoportot a kisebb, míg az 5., 6., 7., 8. csoportot a nagyobb vízgyűjtőjű vizek alkotják. A kék nyíl a mederanyag összetételének a változását mutatja, a 3., 4., 7. csoportba elsősorban a durva, míg a többibe a finom mederanyagú vízfolyások kerültek. A piros nyíl a fajgazdagság változását jelöli. A nagy strukturális indexű fajok között találunk karakter fajokat, melyek az egyes területekre jellemzők (20. ábra).



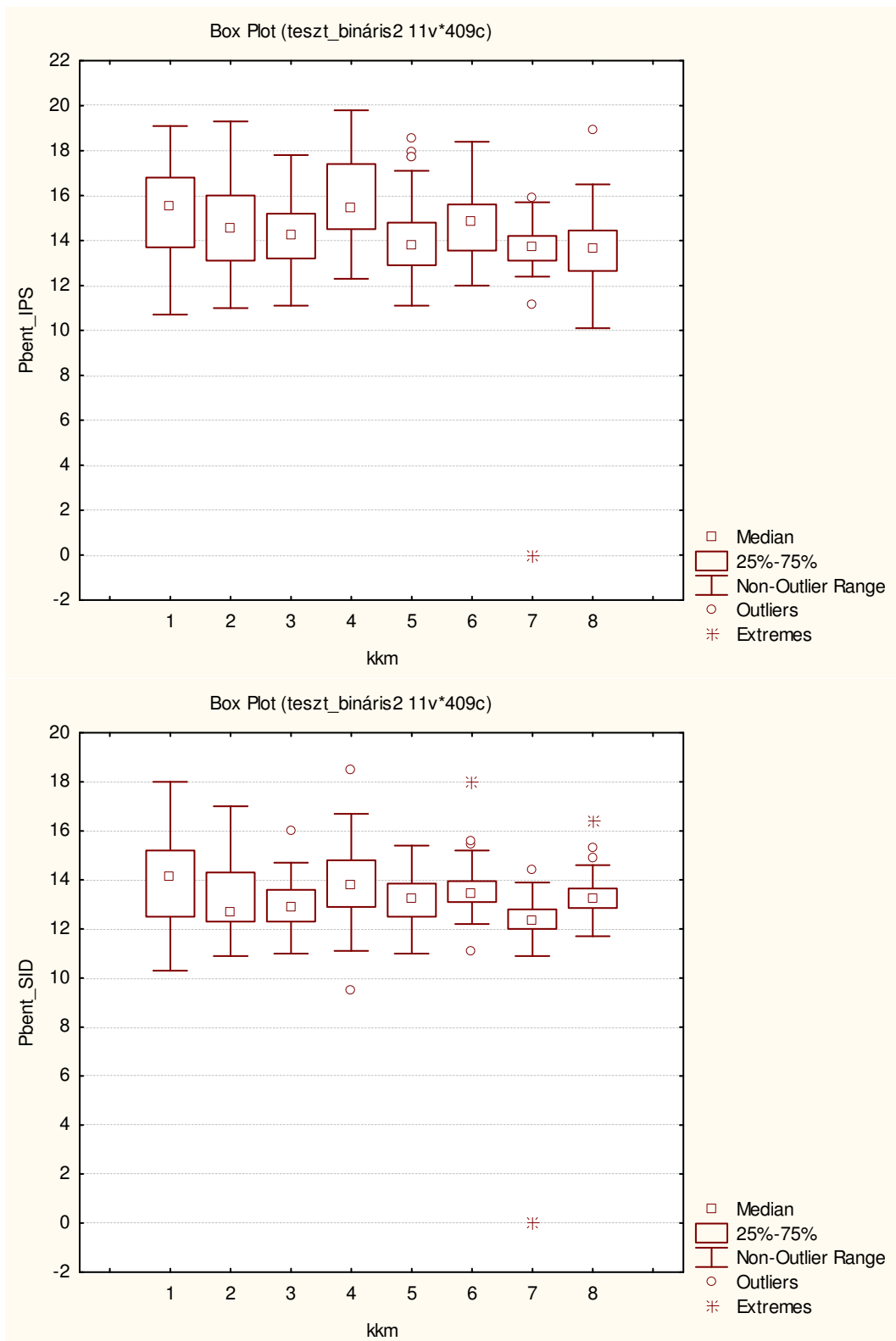
SOM 24-Feb-2009

17. ábra. A minták elhelyezkedése a SOM térképen és az egyes kalszterek, ha az elemzésbe csak az ECOSURV, Dunakutató, Stenger-Kovács Csilla, Bajai, Budapesti és Debreceni Felügyelőség mintáit vontuk be.

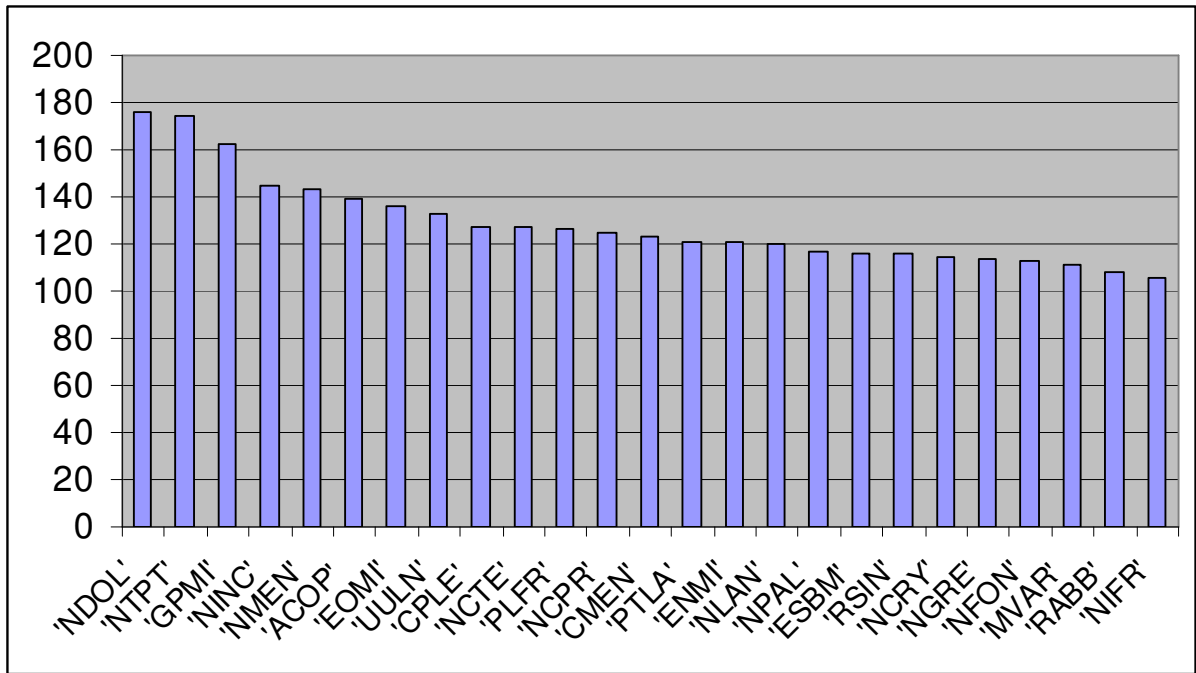


18. ábra. A fajszámok alakulása a SOM egyes klaszterekben.

Ha a karakter fajokat az egyedi SOM térképen ábrázoljuk, látható, hogy az egyes klaszterekre melyek a leginkább jellemző fajok (16. táblázat). Vagyis a *Cymbella cistula*, *Diatoma tenuis*, *Gomphonema angustum* *G. clavatum*, *G. acuminatum*, *G. truncatum* és a *Navicula radiosa* a lassan folyó alföldi csatornák, kisvízfolyások karakter fajai. A *G. angustum* inkább a kisebb tápanyagtartalmú, míg a többi a nagyobb tápanyagtartalmú vizeket kedveli. A *Gomphonema pumilum* a hegy és dombvidéki, meszes kőzeten átfolyó, durva mederanyagú kisvízfolyások karakterfaja. A 6., 7., 8. klaszter karakter fajai a síkvidéki, nagyméretű folyók karakterfajai, jellemzően sok bennük a fitoplanktonból kiüledett faj (Centrales fajok, *Nitzschia acicularis*). A többi klaszterben egyelőre nem sikerült karakter fajokat találni.

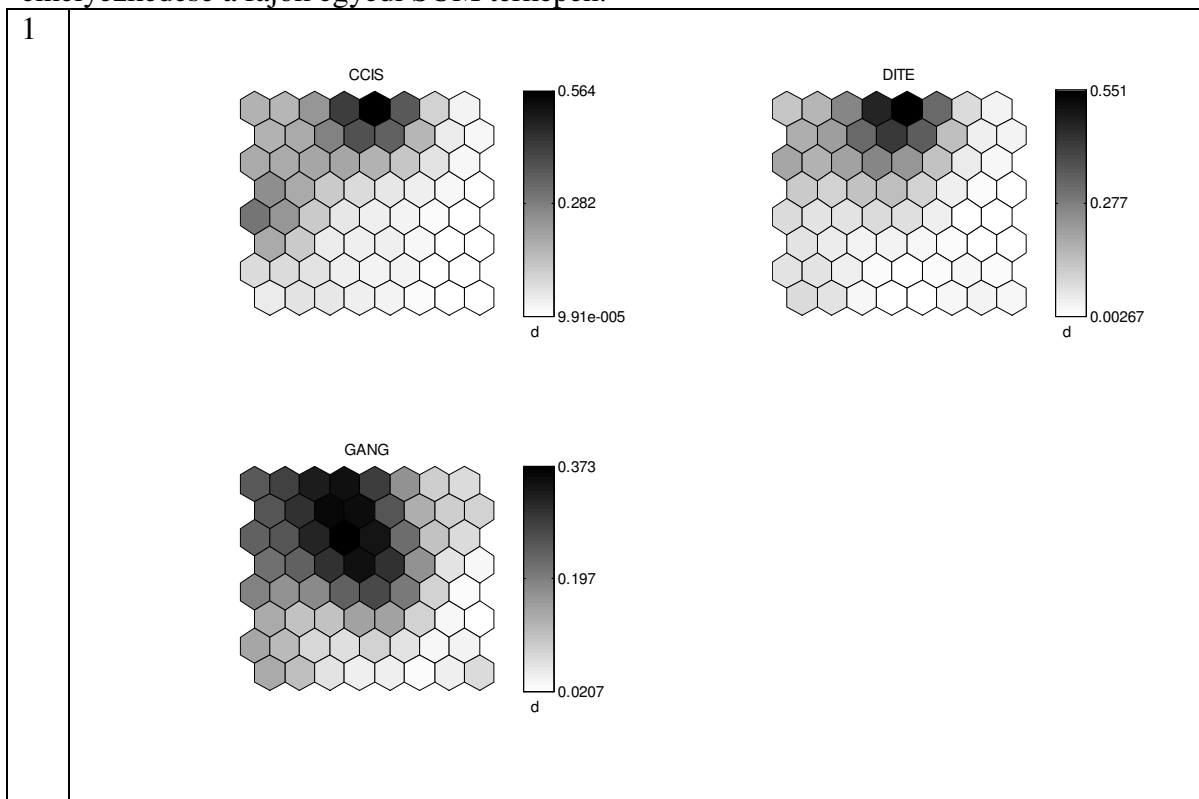


19. ábra. Az IPS (felső diagram) és a SID (alsó diagram) index értékeinek alakulása az egyes SOM klaszterekben.

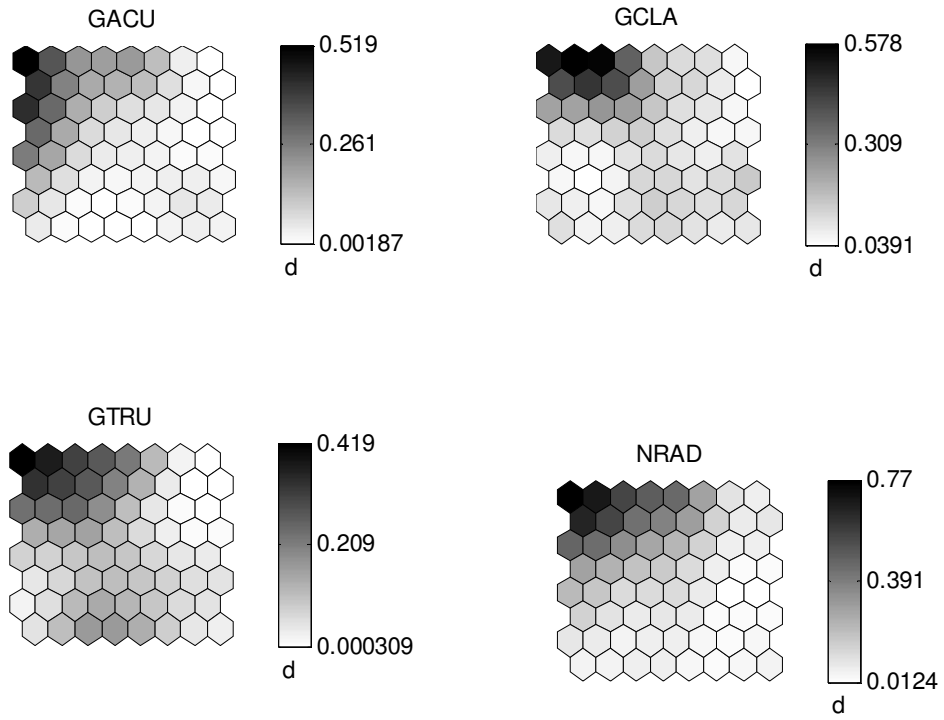


20. ábra. A nagy strukturális indexű fajok SI értékei, ha az elemzésbe csak az ECOSURV, Dunakutató, Stenger-Kovács Csilla, Bajai, Budapesti és Debreceni Felügyelőség mintáit vontuk be.

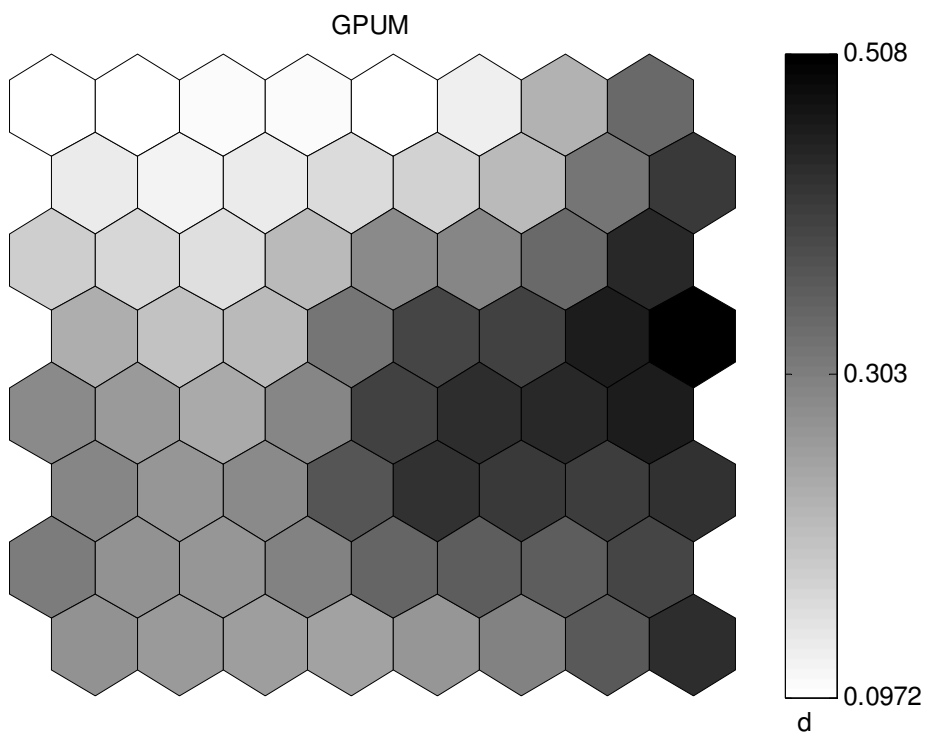
16. táblázat. Az egyes SOM klaszterek (bal oldali oszlop számai) karakter fajainak elhelyezkedése a fajok egyedi SOM térképén.



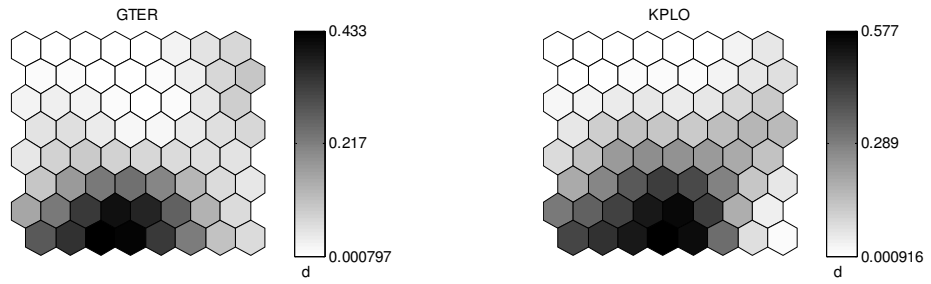
2



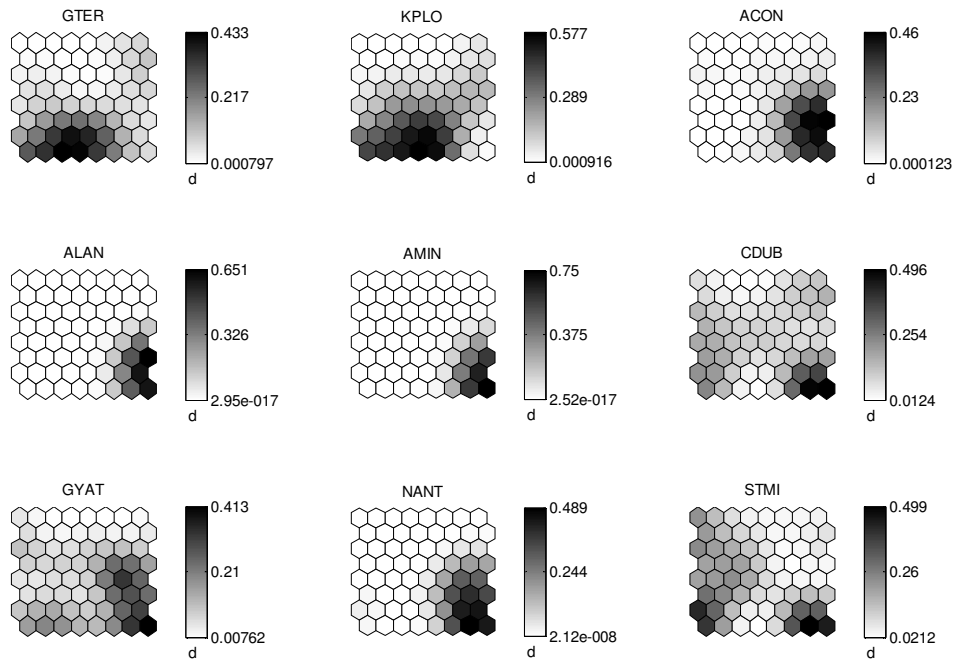
4

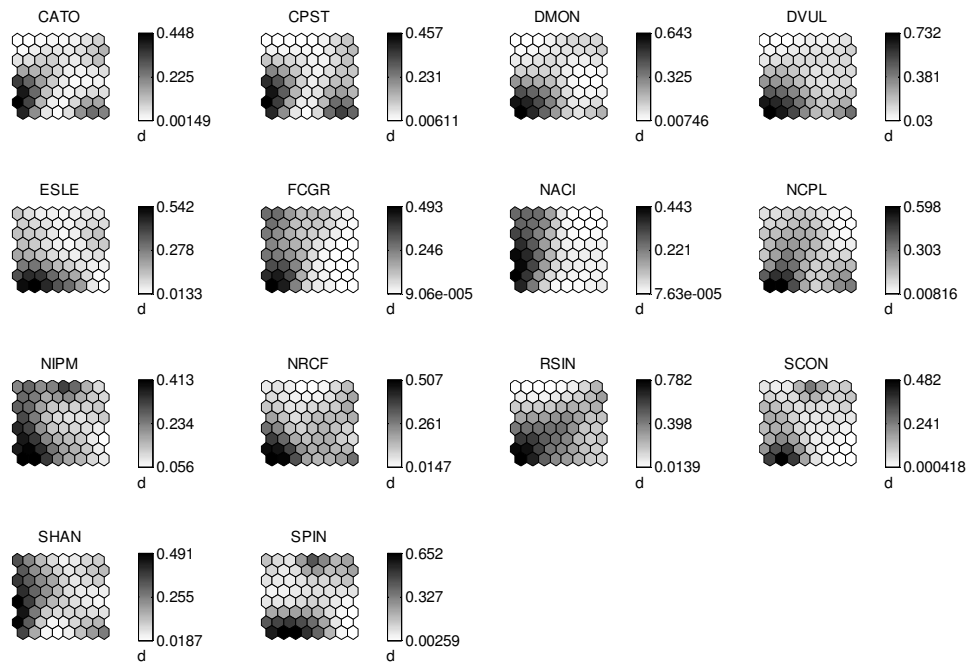


6



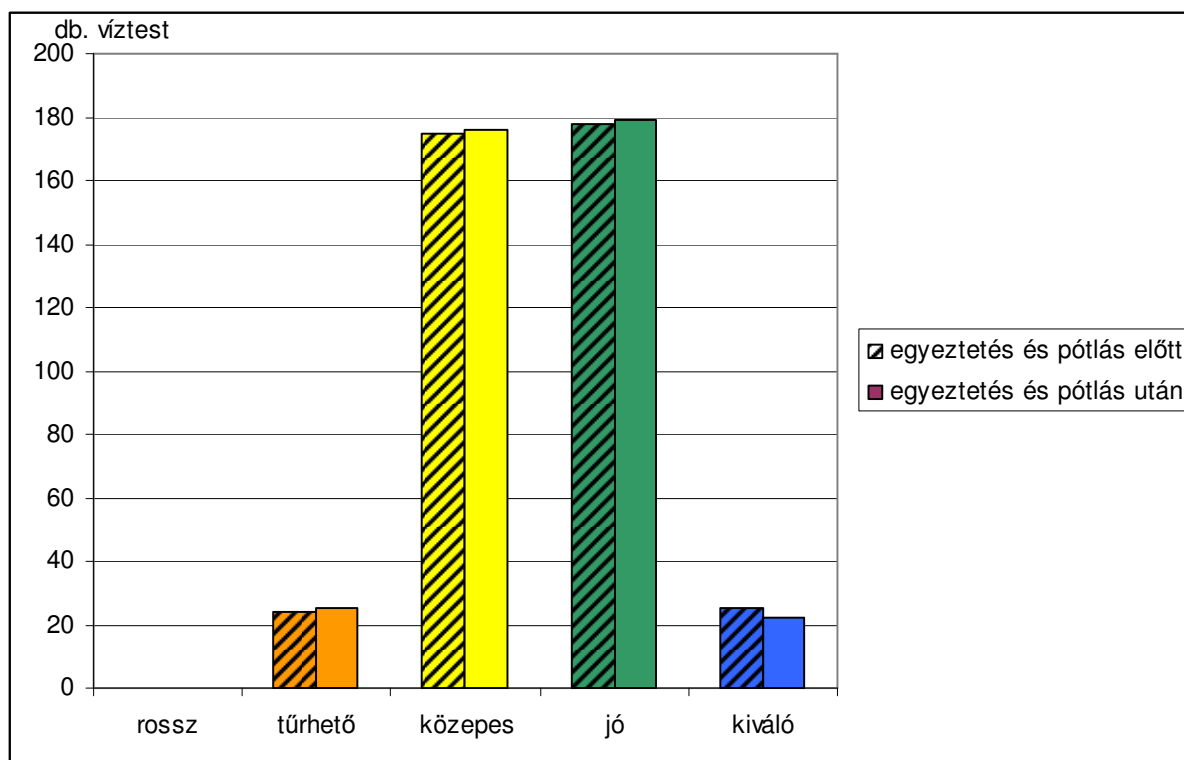
7





Ez alapján a leválogatás alapján már elmondhatjuk, hogy így már mind a magasság, mind a mederanyag szemcsemérete, mind pedig a vízgyűjtő méret alapján lehetett valamiféle durva elkülönülést kapni. Valószínű, hogy ha több típusból is rendelkezni fogunk megbízhatóan feldolgozott mintákkal, tovább finomodik majd az elválás, a tipológia jelenleg ezen a szinten validálható.

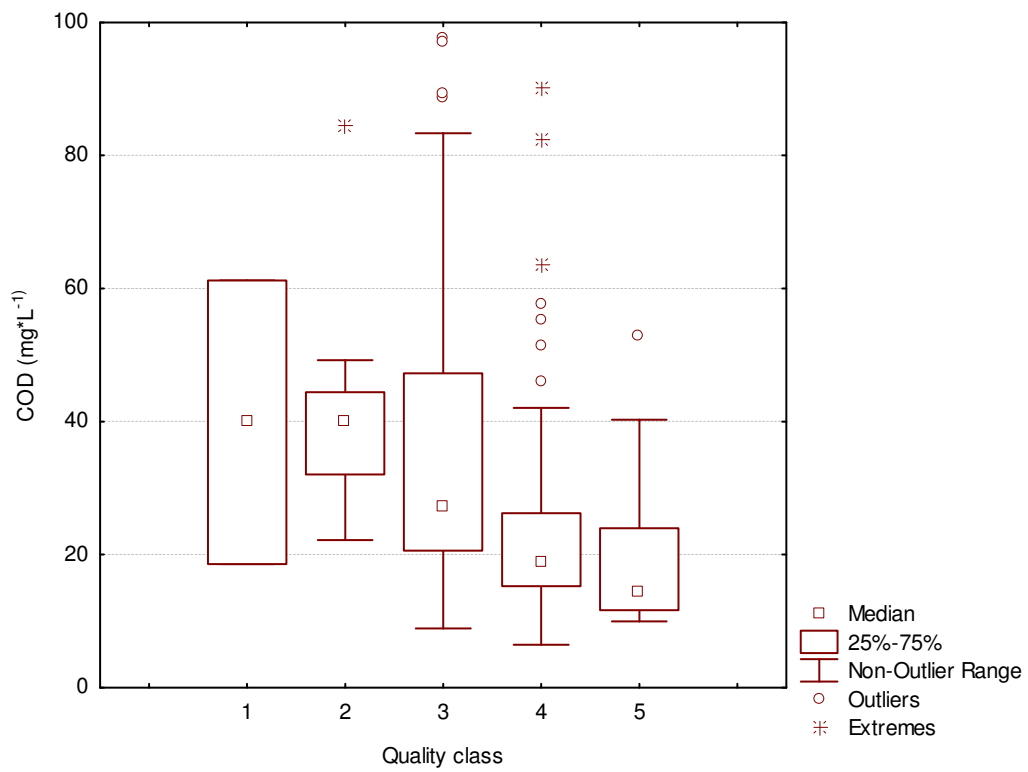
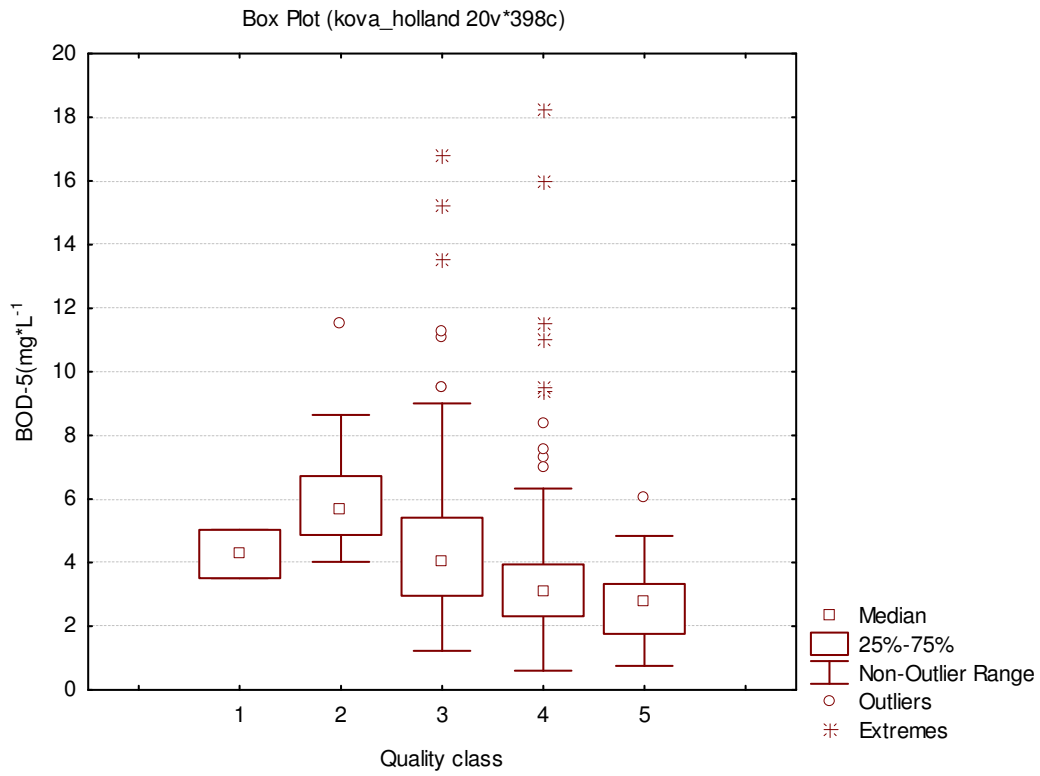
3) Vízfolyás és víztestek ökológiai állapotának minősítése

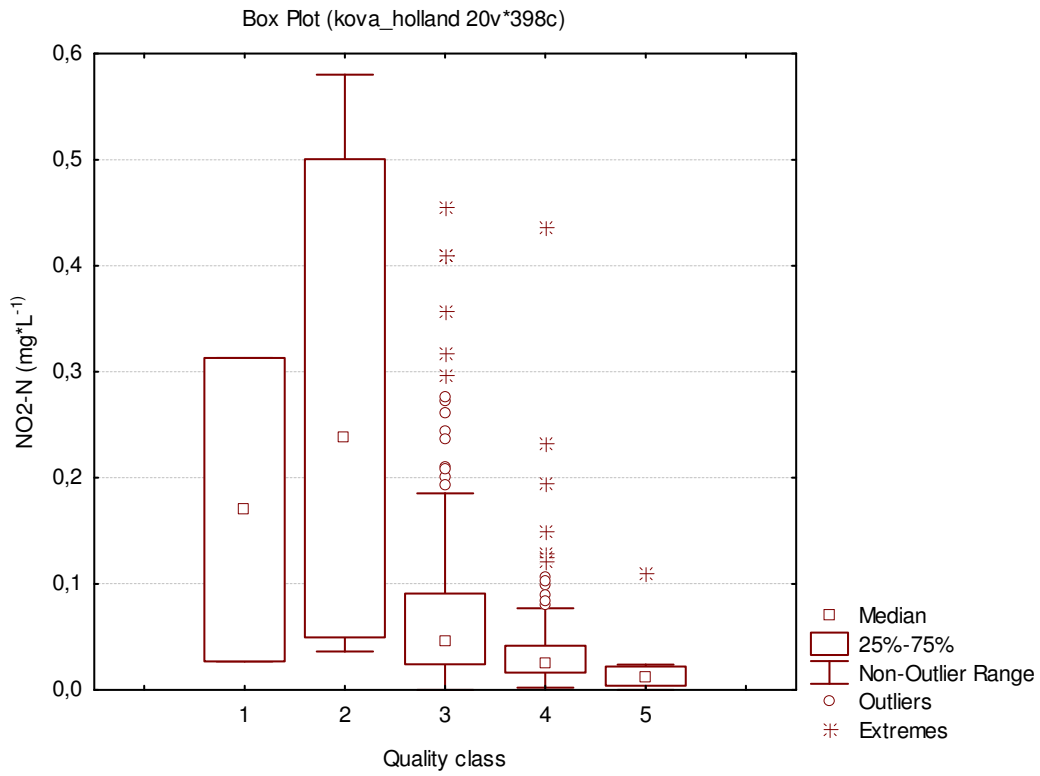


21. ábra. Vízfolyásaink minősége a bentonikus kovaalga vizsgálatok alapján

Bentonikus kovaalga vizsgálatok alapján 398 víztestet tudunk leminősíteni, majd beépítettük a budapesti felügyelőség 2008-as monitoring adatait is, így 401-re nőtt a leminősített víztestek száma. A víztestek csaknem felénél nem szükséges intézkedési terv ezen élőlénycsoport eredményei alapján, csak meg kell őrizni a jó állapotot (21. ábra).

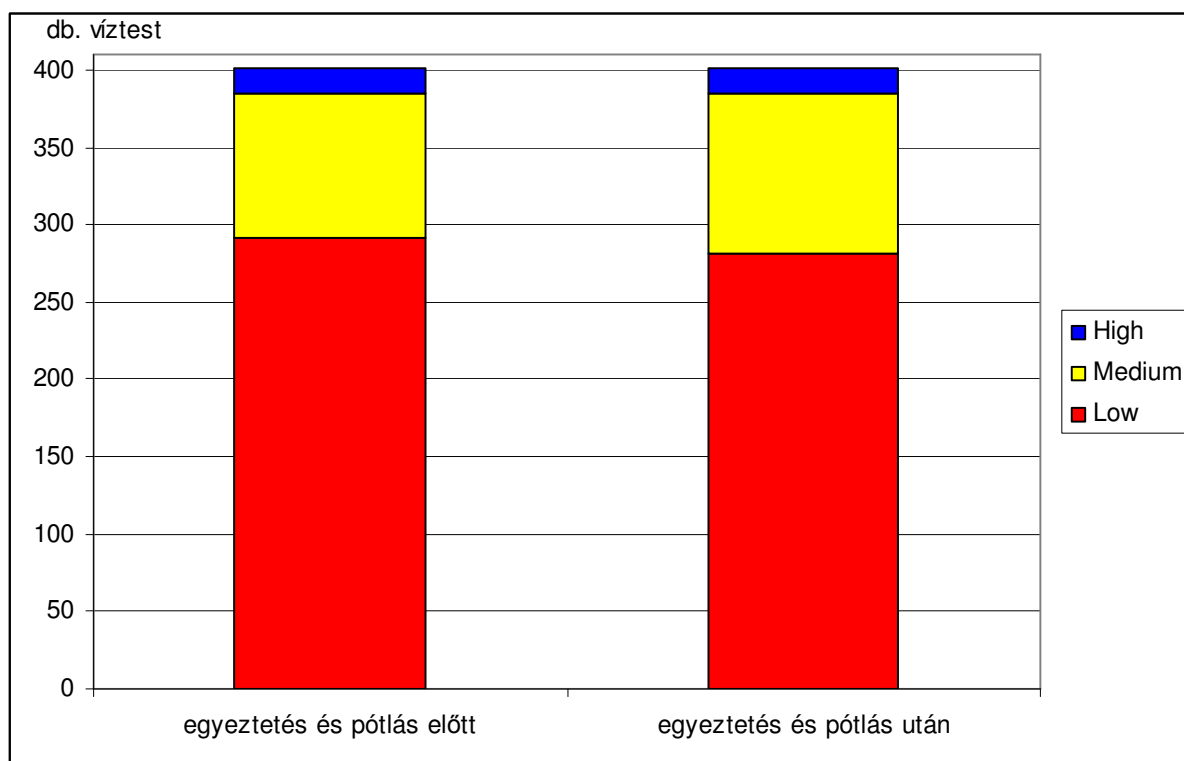
A kovaalga index által meghatározott minőségi osztályok jól reflektáltak a javuló kémiai változók értékeire (22. ábra). A kovaalgák az eutrofizálódás és a szerves szennyezés monitorozására jól alkalmazhatók, de eredményeink azt sugallják, hogy a bentonikus kovaalgákkal történő minősítés az alsóbb osztályhatárokból (különösen a nagyon szennyezett vizek esetében) elveszíti relevanciáját.





22. ábra. A biológiai, kémiai oxigénigény és a nitrit-N értékeinek alakulása az egyes minősítési osztályokban (1: rossz, 5: kiváló)

A MEGBÍZHATÓSÁG, PONTOSSÁG BECSLÉSE (GYAKORISÁG, A TÉNYLEGESTŐL ELTÉRŐ OSZTÁLYBA-SOROLÁS/MINŐSÍTÉSBŐL ADÓDÓ HIBA BECSLÉSE, KÜLÖNÖSEN A G/M HATÁRON)



23. ábra. A minősítés megbízhatóságának szintjei a fitobenton vizsgálatokkal vízfolyások esetében.

Sajnálatos módon a fitobenton vizsgálatokkal történő minősítés megbízhatósága legtöbb (292, illetve a pótlás és az egyeztetés után 281 víztest) esetben „Low” szintűnek bizonyult (23. ábra). Valamelyest tudunk javítani ezen, mert a 2008-as monitoring során gyűjtött újabb, megbízható adatok kerültek be az adatbázisba. Így jelenleg 104 víztest esetében tekinthetjük „Medium” szintűnek a minősítést és mindössze 16 víztest esetében tekinthetjük „High”-nak. Az alacsony minősítés okai: vagy kevés adat volt a víztestről, melyek számos esetben nem egyeztek meg, így csak szakértői becsléssel (kémiai változók értékeihez igazítva) lehetett eldönteni a minősítési besorolást, vagy pedig a számolást végző biológus alacsony tudásszinttel rendelkezett és kevés adat volt a vízről, vagy ellentmondásos eredményt kapott. Az ellentmondásos eredmény vagy abból fakadt, hogy több adat esetén különböző minősítést kapott ugyanaz a víztest, vagy pedig a kémiai változók értékeitől tért el nagymértékben. A minősítés megbízhatóságát javítani lehet majd több adat gyűjtésével, illetve a biológusok képzésével.

„Medium”-nak tekintettük azt a víztest minősítést, ahol több (de nem elégséges) adat állt rendelkezésre az adott víztestről és a számolást jó tudással rendelkező biológus végezte. „High”-nak tekintettük a minősítést azon víztestek esetében, ahol viszonylag sok adat állt rendelkezésre (vagy ha csak néhány, az is rendkívül jól egyezett a kémiával), a számolást végző biológus jó szaktudású és a kémiai változókkal is jó egyezést mutattak az adatok.

Ezekon az arányokon természetesen további megbízható adatok bekerülésével tudunk javítani, de ismételten hangsúlyozni kell a minőségi munkát, mert csak így nyerhetünk használható adatokat.

Véleményünk szerint a bentonikus kovaalgákkal történő minősítés hibája a G/M határon kicsi, ha a minősítés megbízhatósága eléri a medium szintet. Erre jó példa, hogy a budapestiek 2007-es és 2008-as minősítési adatai közül az 50 mintából mindössze 1 olyan volt, ahol G/M kategóriát tévesztettünk „medium level” minősítés mellett. A módszert erre érzékenyítettük, így közepes, vagy annál nagyobb megbízhatóság esetén 10% alatti a valószínűsége a tévedésnek.

A VÍZTESTEK ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOTÁNAK MINŐSÍTÉSE BIOLÓGIAI ADATOK ALAPJÁN (A TERÜLETI SZAKEMBEREK (KÖFE, KÖVIZIG) BEVONÁSÁVAL)

A területi szakemberek bevonásával történt egyeztetés utáni változtatásokat a **S148_Biologiai minosites_osszes RW_FBjavítással.xls** táblázat tartalmazza.

Idézett irodalom a víztetek ökológiai minősítésével kapcsolatos részhez

- Besse-Lototskaya, A., Verdonshot, P.F.M., Sinkeldam, J.A. (2006): Uncertainty in diatom assessment: Sampling, identification and counting variation. – *Hydrobiologia* 566: 247-260.
- Buczó, K. (1989): About the spatial distribution of the algae and the quantitative development of periphyton in the Hungarian part of Lake Fertő. - *BFB-Bericht* 71:, 111-124.
- Szemes, G. (1966): A Duna vízszintingadozása, a periodikusan fellépő algaprodukció, valamint az ivóvíz minősége. - *Bot. Közlem.* 52/3: 105-110.

II. A kémiai határértékekkel kapcsolatos feladatok

Bevezetés

Mindenekelőtt le kell szögeznünk, hogy a munkát rendkívül megnehezítette az a tény, hogy az alapadatok összeszedetlenül, előkészítetlenül álltak, mikor a munkát el kellett kezdenünk és ez a helyzet számos adat esetében menet közben sem változott. Nem tudunk pl. a stresszor elemzéseknél hidromorfológiai adatokkal dolgozni, számos fontos adat hiányzott, mint pl. vízsebesség, tározási idő, stb. Érthetetlenül kevés kémiai adat állt rendelkezésünkre a határérték elemzésekhez is (pl. a 7-es típusban 2, a 11-esben 4, 15-ben 9, 21-ben 6, 22-ben 7 mintavételi helyhez állt rendelkezésre kémiai adat). Elmondható, hogy mindössze a 9-es, 18, 19, 20 és 26-os típusok esetében rendelkezünk statisztikailag megbízható adatmennyiséggel, így az eredményeket ezzel a bizonytalansággal kell kezelni. Szervezett, átgondolt adatgyűjtésre van szükség, fel kell hagyni a Víz Keretirányelv által előírt feladatok elvégzése során eddig alapvetően alkalmazott „szakértői becslés” stratégiájával.

A feladat során a következő kérdésekre kerestük a választ:

- Melyek a biológiai szempontból releváns komponensek? (Amelyekre a biológiai értékelés alapján határértékeket lehet adni).
- Mely esetekben javasolható több kémiai komponens, illetve több élőlényegyüttes összevont elemzése?
- Hogyan vehető figyelembe, hogy gyakran a tápanyag és a szervesanyag stresszorként együtt jelenik meg? Milyen esetekben nem választhatók szét megbízhatóan a hidromorfológiai és kémiai hatások?
- Mely élőlényegyüttesek, illetve komponensek esetén felel meg az átlagos jellemzők használata, indokolt-e a szennyvízhatásokat csak a kisvízi viszonyokra vizsgálni (tartósság és tűrőképesség)? (A monitoringot is érinti!)
- A szennyvíz és a diffúz terhelés más mechanizmuson keresztül hat, máshogy jelenik meg stresszorként. Szükség van-e különböző határértékek meghatározására a két típusú szennyezőforrás dominanciájától függően?
- Elegendő-e a víztest kilépő szelvényében ellenőrizni? Ha nem, akkor a víztest hosszának kb. milyen arányában kell a kritériumokat teljesíteni, illetve mekkora egybefüggő hosszon engedhető meg a jó állapottól való eltérés, úgy, hogy az adott élőlényegyüttes szempontjából a víztest egészére nézve még elérhető legyen a jó állapot? (Ez megadható a típustól függően is.)
- A fentiekben elvégzett elemzések alapján megadhatók-e egyúttal a referencia állapotra vonatkozó koncentrációk is?

A.) Szakirodalmi áttekintés

1) A folvívízi bentonikus kovaalga közösségek és a fizikai, kémiai paraméterek közötti kapcsolat: kovaalgák a vízfolyások ökológiai állapotminősítésében

Általános bevezetés

A bevonatlakó algaszervezetek vizsgálata hosszú éveken keresztül háttérbe szorult a fitoplankton vizsgálatokhoz képest, különösen Közép-Kelet-Európában, illetve elsősorban kisvízfolyásokra irányult. Noha a bentonikus kovaalgákat, mint a biológiai monitorozás egyik fontos objektumait már számos európai országban széles körben tanulmányozták, csak az 1990-es évek elején fogalmazódott meg az az igény, hogy hangolják össze Európában ezeket a kutatásokat. Nagy lendületet adott a bevonatlakó algák, azon belül is a kovaalgák vizsgálatának az a tény, hogy az Európai Unió (EU) harmadik irányelve, a Víz Keret-irányelv (VKI) megkívánja a felszíni vízkészletek ökológiai állapotának a felmérését, megismerését. Így az EU országainak szükségképpen meg kellett határozniuk olyan kisvízfolyások ökológiai állapotát is, melyeknek pl. méretüknél, vízsebességüknél fogva nincs valódi fitoplanktonjuk. Itt az algavizsgálatokat tehát csak úgy lehetett elvégezni, ha a korábbi, fitoplanktonra épülő biológiai vízminősítést kiterjesztették a bentonikus algákra is. Mindezt az a megfigyelés tette lehetővé, hogy a bevonatlakó közösségek érzékenyen reagálnak a környezeti stresszhatásokra, például úgy, hogy fajösszetételük, diverzitásuk változik meg. Régen felismerték már, hogy a bevonatlakó algák jól felhasználhatók a trofitási fok megállapítására (CAZAUBON 1984), a vízszennyezés jelzésére (HEIN & KOPPEN 1979, ECONOMOU-AMILLI 1980, STEVENSON 1984, WATANABE et al. 1988).

A KOVAALGA KÖZÖSSÉGEK ÖSSZETÉTELE ÉS A KÖRNYEZETI VÁLTOZÓK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉSEK VIZSGÁLATA

Alaszka

10 referencia és 5 stresszelt alaszka folyó bevonatát vizsgálta RINELLA & BOGAN (2004). A sztresszorok a következők voltak: szeméttelp szennyvízkifolyója, kiterjedt csatornahálózat, városok jelenléte a folyók mellett. Számos metrikát teszteltek, mint pl. a kovaalga fajgazdagság, nemzetséggazdagság, Shannon diverzitás, domináns fajok aránya, szennyezés toleráns fajok aránya, *Achnanthydium minutissimum* arány, és az élő kovaalgák aránya, a pH, szaprobitás, trofikus fajok, oxigén ellátottság, stb. Van Dam skálája szerint a kovaalgák esetében. A redundáns metrikák kizárása után végül 5 metrikából képezték a multimetrikus indexet. Ezek a következők voltak: a szerves N toleráns fajok aránya, a kovaalga fajgazdagság, a szaprobitás, az üledéktoleráns fajok aránya és a mikroalga biomassza index. Minden választott metrikára kiszámolták a 25., 75., 5. és 95. percentilist külön a referencia helyekre és a stresszelt helyekre és szignifikáns különbséget kaptak a metrikákban a stresszelt és a referencia helyek között. A multimetrikus kovaalga index pozitívan korrelált az oldott oxigén koncentrációval, az élőhely „értékességgel” és a medereséssel és negatívan korrelált a vezetőképességgel, a mederágyban található finom üledék mennyiségével és a vízgyűjtőn található utak számával. A stresszelt helyeken a kovaalga közösségek toleránsabbak voltak a nitrogén ellátottságra, a szaprobitikus feltételekre és az üledékképződésre. Felhívták a figyelmet arra, hogy az a jó kovaalga index, ami robosztus (pl. nem korrelál a természetes variabilitással (pl. a folyó geomorfológiai tulajdonságaival). Az ő indexük ilyen szempontból nem volt tökéletes, mert a medereséssel pozitív korrelációt mutatott 5 referencia helyen is, de azért érzékeny volt az emberi behatásokra.

Ausztrália

NEWALL & WALSH (2005) a városok hatását vizsgálta a kovaalga közösségek összetételére. Az IBD, CEE, IDG és ROTT index mutattak a legerősebb korrelációt a környezeti változókkal. A nitrogén és a foszfor formák nem, de a vezetőképesség jól korrelált az indexekkel. DELA-CRUZ et al. (2006) pontszerű szerves tápanyag szennyezések hatását vizsgálták a kovaalga közösségekre. Tisztított szennyvíz bevezetése előtt és után helyeztek le mesterséges aljzatot és vizsgálták (összesen 35 ponton) a 4 hét elteltével az aljzatokon kialakult bevonat kovaalgáit. Felhívták a figyelmet arra, hogy fontos a folyó vízjárását tudni a hígítási hatás miatt. Megállapították, hogy a szennyezés toleráns fajok aránya nőtt a bevonatban a szennyvízbevezetés utáni ponton. Az időbeli variabilitás nagyobb volt a közösség összetételében, mint a hely szerinti variabilitás a folyó hossza mentén. A szennyvízbefolyó hatása a legkifejezettebb télen, amikor új kovaalga közösség kezdett kialakulni (tavaszi).

Belgium

Az ausztráliaihoz hasonló tanulmányt végzett SMOLDERS et al. (2004) Belgiumban, itt egy háztartási szennyvizet befogadó telep és egy ipari szennyvizet befogadó telep tisztított szennyvizének a hatását tanulmányozták egy olyan folyórendszerben, ahol a folyó vizének nagy részét a két szennyvízbefolyás adja. Kétféle indexcsoport, az u.n. „szennyezéses” indexek (IBD, L&M, CEE) és közösség-struktúra indexek (összfajszám, diverzitás, k-dominancia) alakulását vizsgálták. A háztartási szennyvíz a nitrogén formák mennyiségét emelte a vízben és az oxigén tartalmat csökkentette (3,18 mg/l ammónia, 20,8 mg/l nitrát, 0,46 mg/l nitrit és 3,95 mg/l oldott oxigén koncentrációt mértek a befolyó után közvetlenül), az ipari szennyvíz a pH-t, vezetőképességet, kloridion tartalmat és a hőmérsékletet emelte (1174 $\mu\text{S}/\text{cm}^2$ -es vezetőképességet, 7,69-es pH-t, 20,5 °C vízhőmérsékletet, 193,7 mg/l klorid koncentrációt mértek közvetlenül a befolyó után). Mindkét szennyvíz emelte az ortofoszfát koncentrációt. Az oxigén koncentráció változásával a kovaalga indexek nem mutattak jó korrelációt, de a makrozoobentosz indexek igen. A kovaalga indexek inkább az össz-szennyezés hatására reflektáltak. Egyértelműen demonstrálták a szennyvízbevezetések után meglévő gradiensek hatását, a bevezetéstől távolodva javult a vízminőség (nőttek a biotikus index értékek).

Franciaország

TISON et al. (2005) SOM (Self Organizing Map) elemzéssel hasonlították össze a természetes és zavart kovaközösségeket. 11 különböző kovaalga közösséget találtak, melyek közül 5 természetes vagy csak emberi hatásoknak enyhén kitett közösségnek bizonyult, melyek különböző típusokból származtak. Megállapították, hogy a geológia és a domborzat fontos szerepet játszik a kovaközösségek természetes variabilitásában.

TISON et al. (2008) új módszert fejlesztettek ki a stresszor hatásoknak kitett közösségek zavartalanról való eltérése mértékének a megállapítására. Új indexet, az ökológiai távolság indexet (EDI) fejlesztettek ki, melynek nagysága megadja a zavart közösségek összetételében mutatkozó távolságot a zavartalan közösségektől. A módszer alapja, hogy megadja a minimális „úthosszúságot” az összehasonlított helyek bármely két faja között. A minimális „úthossz” reprezentálja a minimális különbséget a szennyezés érzékenységben. Első lépésben (SOM-mal) kategorizálták a fajokat szennyezés érzékenység alapján (1= maximális

érzékenység a szennyezésre, 5= rezisztens). A vizsgált folyók felső szakaszát tekintették referencia szakasznak (ha egyébként megfelelt a referencia feltételeknek), majd az EDI-vel megállapították a többi szakasz kovaközössége eltérésének a mértékét. Azt tapasztalták, hogy a folyón lefele haladva csökken a szennyezésre érzékeny fajok aránya.

Kanada

Ugyancsak SOM-ot használva kerestek referencia állapotban lévő kovaalga közösségeket Kanadában GRENIER et al. (2006). Először hidromorfológiai tulajdonságok szerint csoportosították a helyeket a SOM-mal (ezt a lépést a tipológia Európában helyettesíti), majd ugyancsak SOM-mal kovaalga közösségek szerint is csoportosították a mintavételi helyeket. Ezután kanonikus korrespondencia analízissel kerestek kapcsolatot a kovaalgák és a környezeti változók között, majd azokat a kovaalga közösségeket tekintették referencia közösségeknek, amelyek a korrespondencia analízisben a változó gradiens alsó részén helyezkedtek el. Ha több referencia közösséget is sikerült találniuk egy-egy típusban, akkor a kovaalgák relatív abundanciájának átlagával dolgoztak tovább, ha pedig csak 1 referencia közösség volt, akkor annak a relatív egyedszámaival. Véleményük szerint kovaindexek alapján azért nem jó kiválasztani a referencia helyeket, mert az indexeket eleve úgy fejlesztették ki, hogy reflektáljanak a fizikai és kémiai feltételekre, így a referencia közösségek függnének a fizikai és kémiai feltételektől. Eredményei azt mutatták, hogy a geológiától függő pH és vezetőképesség határozták meg leginkább a referencia közösségek kovaalga összetételét.

Macedonia

KRSTIC et al. (2007) megvizsgálták néhány élőlénycsoportot, hogy megfelelnek-e a VKI elvárásainak. Az algákon, makrofítonon, makrozoobentoszon és a halakon kívül véleményük szerint bakteriológiai vizsgálatokra is szükség lenne, mert generációs idejük nagyon rövid, így a rövid-idejű tápanyag impulzusok detektálására megfelelőek. Kovaalgák vizsgálatára új indexet, a DIS-t fejlesztettek ki (KRSTIC et al. 2002), mely különösen az erősen szennyezett területek vizsgálatára alkalmas.

Olaszország

BONA et al. (2007) Olaszország északnyugati részén közepes méretű, meszes hegyvidéki, közepes méretű vulkanikus hegyvidéki és nagyméretű meszes hegyvidéki folyók kovaalga közösségeinek összetételét vizsgálták és keresték, hogy melyek azok az ökológiai faktorok, amelyek felelősek a fajösszetételben meglévő változatosságért. Egyetlen kivétellel mindegyik vizsgált folyóban oligotrófikus állapotra jellemző összesfoszfor értékeket találtak (a tartomány felső értéke nem haladta meg a 0,13 mg/l értéket). A nitrát egyetlen esetben sem haladta meg a 3,1 mg/l, míg a KOI a 10,8 mg/l értéket. A vizsgált folyókat kanonikus korrespondencia analízissel 3 csoportba tudták sorolni: 1.) szennyeztelen, közepes sótartalmú folyók, 2.) szennyezlen, kis sótartalmú folyók, 3.) szennyezett folyók. Eredményeik azt mutatták, hogy a kovaközösség összetételének alakításában nemcsak a szerves anyag tartalom, hanem a vezetőképesség, klorid és a nitrát tartalom is szerepet játszik.

Pán Európai

A STAR project (Standardisation of River Classifications) 14 európai ország részvételével zajlott. Meghatározták a referencia helyek kritériumait, azokban a típusokban, ahol nem volt referencia hely, ott a legjobbat választották ki és történelmi adatokkal rekonstruálták a referencia feltételeket, vagy másik ökorégióban kerestek hasonlót. FURSE et al. (2006)

módszertani útmutatót készített, mely szerint legalább már 4 hete stabil vízhozamú időszakban kell a bevonatgyűjtéseket kivitelezni. Aljzatként a leginkább rendelkezésre álló aljzatot kell választani, az állóbb vizű és a gyorsabban folyó szakaszokról is kell gyűjteni, kerülve a part menti részt, kb. a teljes szélesség 10%-ánál kell gyűjteni, 100 m-es szakasról, ahol nincs pontszennyezés és jelentős mellékfolyó sem folyik be, lehetőleg a makrozoobentost is ugyanarról a szakasról gyűjtve. A gyűjtött mintákat kompozit mintaként kell kezelni. Minimálisan 300 valvát kell megszámolni és faji szintig meghatározni. Legfontosabb eredményei és fő konklúziói a következők voltak (HERING et al. 2006b): a monitoring tervezésénél a folyótípusonként számba kell venni a potenciális stresszorokat, figyelembe kell venni az évszakos variabilitást és tisztában kell lenni azzal, hogy melyik élőlénycsoporttól milyen válasz várható a degradálódásra, valamint, hogy mekkora az egyes csoportok regenerálódási ideje. A kovaalgák a korai felismerésben játszanak fontos szerepet, a rövid ideig tartó szennyezések hatásának detektálására különösen alkalmasak. Ha a stresszor ismeretlen, célszerű mindegyik előírt élőlénycsoportot vizsgálni, ha ismert stresszorok hatását kívánjuk monitorozni, akkor az operatív monitoring során nem szükséges minden élőlénycsoportot megvizsgálni, csak amelyeknek értelmezhető válasza van az adott stresszorra. A kovaalgák az eutrofizálódás és a szerves szennyezés monitorozására kiválóan alkalmasak, de például hidromorfológiai hatások kimutatására alkalmatlanok. A tájhasználat hatásainak kimutatására a tápanyagellátottság mértékén (eutrofizálódás) és az élőhely minőségén (üledékfelhalmozódás) keresztül alkalmasak kis léptékű skálán. A savasodás hatásának kimutatására ugyancsak jól alkalmazhatók a kovaalga vizsgálatok.

JOHNSON et al. (2007) összefoglalta a project eredményeiből a folyóvízi közösségek és a térbeli megoszlásuk közötti ökológiai összefüggéseket a monitoring programok tervezése és alkalmazása szempontjából. Kisméretű hegyvidéki és közepes méretű síkvidéki vízfolyások bentonikus kovaalga, makrofita, makrozoobentosz és hal közösségeit hasonlították össze. Késő nyáron, természetes aljzatokról (kőről, makrofitonról és üledékfelszínről) gyűjtöttek kovabevonatot. Síkvidéki vízfolyások esetében a mezőgazdaságból eredő tájhasználat és az élőhelytípus (pl. mederaljzat típusát) határozták meg leginkább a mintavételi helyek környezeti változók szerinti elkülönülését, hegyvidéki vízfolyások esetében pedig a vízgyűjtő sajátosságok (pl. erdős területek aránya), a tápanyagellátottság és a mederaljzat típusa. Megállapították, hogy a 4 vizsgált csoport a térbeli skálák különböző szintjeire hasonlóan válaszol, így számos esetben felesleges mindegyik csoportot vizsgálni, vagyis csökkenteni lehet a monitorozandó szervezetek számát. Pl. ahol a tápanyaggazdagság a fő stresszor, ott a kovaalgák és/vagy a makrozoobentosz szervezetek ajánlhatók a monitorozásra, a hal és a makrofiton elhagyható.

HERING et al. (2006a) az AQEM és a STAR project eredményei alapján egy „szakácskönyvet” írtak a multimetrikus indexek fejlesztéséhez. Azt javasolják, hogy az EQR határokat egyenlő részre osztással határozzuk meg, vagyis referencia $\geq 0,8$, jó $\geq 0,6 < 0,8$, közepes $\geq 0,4 < 0,6$, tűrhető $\geq 0,2 < 0,4$, rossz $< 0,2$.

A Duna medence országainak a részvételével megtörtént az első folyóvízi interkalibráció a fitobenton és a makrozoobentosz élőlénycsoportok esetében (BIRK & HERING, 2008). A fitobentonban Ausztria és Szlovákia vett részt. Megállapították, hogy nagy folyók és síkvidéki folyók esetében gyakorlatilag lehetetlen referencia helyeket találni, emiatt nem voltak eddig összemérhetőek az eredmények. Új módszert, az ún. „szintjel” módszert fejlesztettek ki, melynek lényege, hogy kémiai kritériumok alapján kiválasztják a kiváló, vagy legalább jó állapotban lévő helyeket, ezekre minden víztípusban kiszámolják a metrikák eloszlását, majd az értékek felső illetve alsó kvartilisét határozzák meg, ezekkel standardizálják a metrikákat és ez alapján adják meg az EQR határokat. Kétféle metrikával dolgoztak, az IPS indexszel, melynek „szintjele” 16,9 lett (ez a felső kvartilis), és a TI indexszel, melynek „szintjele” 2,44 lett (alsó kvartilis). Ezután ebből képezték egy új indexet, a dICMi-t (diatom common metric

index), és azzal is definiálták az EQR határokat. Majd lineáris modellel összehasonlították a nemzeti metrikákkal képzett EQR határokat a DICMI-vel képzett EQR határokkal. A kovaalga vizsgálatok esetében olyan abiotikus környezeti faktorokat választottak, amik közvetlenül hatnak a folyóvízi kovaalgákra (pl. foszfor), vagy pedig közvetve, a különböző emberi tevékenységek eredményeképpen (pl. vezetőképesség vagy tájhasználat). A jó környezeti státuszban lévő helyek határértékei a következők voltak: TP <100 µg/l, ortofoszfát <70 µg/l, vezetőképességre <1000 µS/cm², tájhasználat index <=140. Megállapították, hogy különbség volt az EQR határookban az interkalibrációt végző országok között, de nincs arra nézve még útmutatás, hogy hogyan oldják meg az ilyen helyzeteket. Megoldás lehet, ha átlagos EQR határokat állapítanak meg.

Portugália

43 referencia helyet választottak ki környezeti változók alapján és azok kovaalga és makrozoobentosz közösségeit hasonlították össze 17 nem referencia helyével. Az 1. táblázatban feltüntetett határértékeket adták meg.

1. táblázat. Portugáliában alkalmazott kémiai határértékek (A= kiváló, B=jó, C= közepes, D= tűrhető, E=rossz osztály).

CLASSE		A	B	C	D	E
PARÂMETRO		(sem poluição)	(fracamente poluído)	(poluído)	(muito poluído)	(extremamente poluído)
pH		6.5 - 8.5	-	6.0 - 9.0	5.5 - 9.5	5.0 - 10.0
Condutividade	(µS/cm, 20°C)	<=750	751 - 1 000	1 001 - 1 500	1 501 - 3 000	>3 000
SST	(mg/l)	<=25.0	25.1 - 30.0	30.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
Sat OD	(%)	>=90	89 - 70	69 - 50	49 - 30	<30
CBO5	(mg O2/l)	<=3.0	3.1 - 5.0	5.1 - 8.0	8.1 - 20.0	>20.0
CQO	(mg O2/l)	<=10.0	10.1 - 20.0	20.1 - 40.0	40.1 - 80.0	>80.0
Oxidabilidade	(mg O2/l)	<=3.0	3.1 - 5.0	5.1 - 10.0	10.1 - 25.0	>25.0
Azoto Amoniacal	(mg NH4/l)	<=0.10	0.11 - 1.00	1.10 - 2.00	2.01 - 5.00	>5.00
Nitratos	(mg NO3/l)	<=5.0	5.0 - 25.0	25.1 - 50.0	50.1 - 80.0	>80.0
Nitritos	(mg NO2/l)	<=0.01	0.011 - 0.020	0.021 - 0.15	0.16 - 0.3	>0.3
Fosfatos	(mg P2O5/l)	<=0.40	0.41 - 0.54	0.55 - 0.94	0.95 - 1.00	>1.00
Coliformes Totais	(/100 ml)	<=50	51 - 5 000	5 001 - 50 000	>50 000	-
Coliformes Fecais	(/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001 - 20 000	>20 000	-
Estreptococos Fecais	(/100 ml)	<=20	21 - 2 000	2 001 - 20 000	>20 000	-
Ferro	(mg/l)	<=0.50	0.51 - 1.00	1.10 - 1.50	1.50 - 2.00	>2.00
Manganês	(mg/l)	<=0.10	0.11 - 0.25	0.26 - 0.50	0.51 - 1.00	>1.00
Zinco	(mg/l)	<=0.30	0.31 - 1.00	1.01 - 3.00	3.01 - 5.00	>5.00
Cobre	(mg/l)	<=0.020	0.021 - 0.05	0.051 - 0.200	0.0201 - 1.000	>1.00
Crómio	(mg/l)	<=0.010	-	0.011 - 0.050	-	>0.050
Selénio	(mg/l)	<=0.005	-	0.0051 - 0.010	-	>0.010
Cádmio	(µg/l)	<=1.0	-	1.1 - 5.0	-	>5.0
Chumbo	(mg/l)	<=0.050	-	0.051 - 0.100	-	>0.100
Merúrio	(µg/l)	<=0.50	-	0.51 - 1	-	>1
Arsénio	(mg/l)	<=0.010	0.011 - 0.050	-	0.051 - 0.100	>0.100
Cianetos	(mg/l)	<=0.010	-	0.011 - 0.050	-	>0.050
Fenóis	(µg/l)	<=1.0	1.1 - 5.0	5.1 - 10	11 - 100	>100
Agentes Tensioactivos (Las-mg/l)		<=0.2	-	0.21 - 0.50	-	>0.50

FEIO et al. (2007) megállapították, hogy a kovaalgák érzékenyebbek a vízkémiai változásokra, míg a makrozoobentosz a medermorfológiai és élőhelyváltozásokra. Síkvidéki folyóknál, ahol az élőhely és az aljzatheterogenitás természetes körülmények között kisebb, ott a kovaalgák hatékonyabb eszközei az állapotbecslésnek, mint a makrozoobentosz, bár megemlítik, hogy a

két élőlénycsoport egyidejű vizsgálatával kapott eredmények hasznosan kiegészíthetik egymást.

Spanyolország

GOMA et al. (2005) kovaalga közösségek évszakos változását vizsgálta a Pireneusokban a Segre folyó vízgyűjtőjén. Eredményeik alapján arra a megállapításra jutottak, hogy a legjobb, ha több mintavételre van lehetőség egy évben ugyanazon a mintavételi helyen, de ha csak 1 mintát tudunk gyűjteni, akkor azt a kisvízes időszakban gyűjtsük, mert ilyenkor érvényesül legkevésbé a hígító hatás, tehát ha egy vízfolyás terhelést kap, a vízminőséget rontó hatás mértékét ilyenkor lehet leginkább kimutatni.

BLANCO et al. (2007) a Duero folyó vízgyűjtőjén végzett vizsgálatok során hasonlított össze néhány biotikus indexet. Az IPS, IBD és EPI-D indexek (ezen belül is az IPS index, mert az integrálja a szerves, a szervetlen és a szalinitás hatását is) korreláltak legjobban a fizikai és kémiai változókkal, azon belül is leginkább a KOI-val, ortofoszfáttal, nitráttal és kloriddal. Megállapították, hogy azok az indexek használhatók egyáltalán a vízminősítésre, melyek a fajkészletnek legalább a 70%-át használják. Egy másik fontos megállapításuk, hogy az IPS index akkor adta a legjobb korrelációt, ha a vízkémiai változók mintavételt megelőző két hónapi átlagával számoltak. Javasolják az IPS és a makroinvertebrata index (IBWMP) kombinációját az ökológiai állapot megállapításához.

USA

FORE & GRAFE (2002) Idaho állam nagy folyóinak kovaalga közösségén végeztek vizsgálatokat, hogy megállapítsák a folyók ökológiai állapotát. Kategorizálták a mintavételi helyeket a fizikai jellemzők és az emberi diszturbanciák szerint, majd sorba rendezték a diszturbancia mértéke szerint. Minden régióban tesztelték a metrikákat, majd kiválasztották azokat, amelyeket felhasználhatnak a multimetrikus index készítéséhez. 55 metrikát vizsgáltak meg, majd 12-t választottak ki (a szennyezésre érzékeny, a toleráns, a nagyon toleráns taxonok arányát, az eutróf, nitrogén heterotróf, poliszapróbikus, alkalofil, nagy oxigénigényű és az alacsony oxigén tartalomra toleráns taxonok mennyiségét, a mozgó, nagyon mozgó fajok arányát és a deformálódott vázak arányát) és elkészítették az RDI multimetrikus indexet (River Diatom Index). Tesztelték az index természetes variabilitását is, de csak az emberi diszturbanciák hatásával korrelált.

HILL et al (2002) javasolt egy biotikus sértetlenség perifiton indexet (PIBI), mely magába foglalt számos kovametrikát (fajgazdagság, dominancia, acidobionta, eutróf és mozgó kovák százalékos aránya) és ezzel becsülték kelet-amerikai folyók ökológiai állapotát.

AZ EPA (Fore 2003) környezeti monitoring programjának a keretében 317 közép-amerikai folyóból gyűjtöttek bevonatmintát. A referencia határértékek a következők voltak: TP<20 µg/l, TN<750 µg/l, klorid <100 µeq/l, SO₄<400 µeq/l, pufferkapacitás >50 µeq/l, RBP (Rapid Bioassessment Protocol, BARBOUR et al. 1999 alapján) élőhely pont >15. Multimetrikus indexek használatát javasolják, de véleményük szerint nehéz a természetes és az emberi hatásokat szétválasztani. Pl. a kova metrikák jól korreláltak a magassággal, de a városok és a mezőgazdasági területek is inkább a síkvidéki területeken vannak. Megállapították, hogy a klorid erős indikátora az általános diszturbanciáknak és jól korrelál a biológiai indexekkel.

LIMBECK & SMITH (2007) a Delaware folyón elvégzett esettanulmányon mutatták be a perifiton monitoring hálózat eredményeit. A különböző környezeti stresszorok közül a tápanyag szennyezés, eutrofizálódás, élőhely instabilitás (a mozgásra képes kovaalga nemzetségek arányából), finom üledék szennyezés és a vízhozamváltozás hatását lehet a kovaalgák vizsgálatán keresztül monitorozni, figyelemmel arra, hogy a bevonat átlagos

életciklusa 3-4 hét. Kövekről gyűjtöttek bevonatot, 5-szörös ismétlésben. A mintavétel előtt 1 hónappal hetente mérték a víz fizikai és kémiai változóit. 18 bevonat metrikát vizsgáltak (nemcsak kovametrikákat). A Delaware folyó kiváló vízminőségű és kiváló a biológiai sértetlensége. A kovaalgák jó indikátornak bizonyultak a tápanyag koncentráció szempontjából.

STEVENSON et al. (2006) a tápanyagtartalom algabiomasszára gyakorolt hatását hasonlították össze két különböző diszturbanciájú területen. Megállapították, hogy 10-30 $\mu\text{g/l}$ TP és 400-1000 $\mu\text{g/l}$ TN koncentráció között a legnagyobb a bevonatlakó algák biomasszája. Emellett az aljzat *Cladophora* fonalas zöldalgával fedett területének nagysága (%-ban kifejezve) is pozitívan korrelált a tápanyag koncentrációval.

POTAPOVA & CHARLES (2007) tápanyag indikátor fajokat kerestek és ezek segítségével osztályozták az alacsony és magas tápanyag ellátottságú folyókat. Alacsony foszfor koncentrációjúnak tekintették a folyót, ha $\text{TP} \leq 10 \mu\text{g/l}$ volt és magasnak, ha $\text{TP} \geq 100 \mu\text{g/l}$ volt. Alacsony nitrogén koncentrációjúnak tekintették a folyót, ha $\text{TN} \leq 0,2 \text{ mg/l}$ volt és magasnak, ha $\text{TN} \geq 3 \text{ mg/l}$ volt. Súlyozott átlag módszerrel állapították meg a fajok TP és TN optimumát és toleranciáját. Azokat a fajokat, amelyeknek optimuma az alsó kvartilisben volt a listában, alacsony-tápanyag indikátoroknak tekintették, amelyek a felső kvartilisben voltak, azokat pedig magas-tápanyag indikátoroknak. Készítettek egy indexet az összes foszfor indikátorokhoz és az összes nitrogén indikátorokhoz: $\text{RP} = 10\text{HP}/(\text{HP} + \text{LP})$, ahol HP= a relatív abundanciája (%-ban) azoknak a kovaalgáknak, amelyeket nagy összfoszfor igényüként kategorizáltak és LP= a relatív abundanciája (%-ban) azoknak a kovaalgáknak, amelyeket pedig kis foszforigényüként kategorizáltak. $\text{RN} = 10\text{HN}/(\text{HN} + \text{LN})$, a magyarázat ugyanaz, mint a foszfornál, csak itt a nitrogénre nézve. Ez a két index jobb korrelációt adott a környezeti változókkal, mint az európai listák alapján fejlesztett indexek. Megállapították, hogy a kovaközösség átlagos generációs ideje alatt többször kell kémiai vizsgálatot végezni és azok eredményeivel korreláltatni az indexeket. Felvetik a kérdését annak, hogy figyelembe vegyük-e a mintákban előforduló planktonikus fajokat a számolás során, mivel nem részei a bevonatnak, ugyanakkor ha beleszámoljuk, növeli a metrikák robusztusságát. A jövőben ezt a kérdést meg kell vizsgálni. Megállapításuk szerint ahhoz, hogy fejleszteni tudjuk a kovaalga alapú vízminősítést, fejleszteni kell az autökológián alapuló metrikákat. Meg kell határozni a fajeloszlásokat a környezeti gradiensek mentén, olyan adatbázist kell használni, mely az adott ökorégióra reprezentatív (esetleg folyótípusra), jó taxonómiai jártassággal kell rendelkezni, szükség van jó határozókönyvekre, vizsgálni kell a morfofajok létrehozásának a lehetőségét és a környezeti változókat a bevonat fejlődésének az ideje alatt többször kell mérni. Mindezek nagyon fontos megállapítások és alapjaiban érintik az élőlények vizsgálatán alapuló vízminősítést.

Vietnám

DUONG et al. (2006) mesterséges aljzatok (üveglemez) segítségével vizsgálták a városok okozta szennyezés hatását a kovaalga közösségekre. Két kovaalga indexet, az IPS-t és a DAIPo-t tesztelték. A két index hasonló eredményt mutatott, jól korrelált a környezeti változókkal, de néhány endemikus fajt nem vett figyelembe, ezért felvetődött a nemzeti index kifejlesztésének szükségessége.

A REFERENCIA HELYEKEN ALKALMAZOTT FIZIKAI ÉS KÉMIAI HATÁRÉRTÉKEK ÖSSZEFOGLALÁSA A GIG-EK SZERINT

/Forrás: WFD Intercalibration technical report 2008 április, draft/

Az északi GIG irányelve a fizikai és kémiai jellemzőkre és az általános jellemvonásokra a referencia helyekre vízfolyások esetében. (IE= Írország, FI= Finnország, SE= Svédország, UK= Egyesült Királyság):

Quality Element of Characteristic	Concentration or Descriptor at Reference Condition	Countries Using this Criterion
Pollution Status	Pristine, Unpolluted	ALL
Organic Waste Load	No Observed Effect	ALL
Nutrient Loads	Background	ALL
90%ile B.O.D.	< 2.7 mg/l	IE
Mean BOD	<1.6	IE
Dissolved Oxygen	Close to 100% (>80% and < 120% saturation at all times)	IE, FI
95%ile Non-ionised Ammonia (mg/l N)	Compliant with the Freshwater Fish Directive National Regulations	IE, FI
Annual Mean total Ammonium (mg/l N)	Compliant with the Freshwater Fish Directive National Regulations for total ammonium	IE, FI
95%ile Total ammonium (mg N/l)	<0.04 mg/l	IE, FI, SE
Annual Median ortho-Phosphate	<0.015 mg P/l	IE, UK, SE
Annual Mean ortho-Phosphate	<0.03 mg P/l	IE, UK, SE
Annual mean total P	R-N1 < 20 ug/l R-N3 < 30ug/l R-N4 < 18 ug/l R-N5 <18 ug/l	SE, FI,
Annual Mean Nitrate (mg N/l)	< 1.6 mg N/l	SE, IE, UK, FI
Annual Mean Total N (mgN/l)	<1.8 mg N/l	FI, SE

A Közép-Balti GIG által a referencia helyek kereslése során alkalmazott kémiai referencia határértékek (az 5 oszlop az 5 folyótípust jelöli, sorrendben balról jobbra a síkvidéki, szilikátos, kicsi, finom mederanyagú vízfolyások; síkvidéki, szilikátos, kicsi, durva mederanyagú vízfolyások; dombvidéki, szilikátos, kisméretű vízfolyások; síkvidéki, közepes méretű vízfolyások; síkvidéki, nagyméretű vízfolyások; síkvidéki, meszes, kis és közepes méretű vízfolyások):

BOD (mg/l)						
Mean	2.4	2.4	2	2.4	2.4	2.4
90th percentile	3.6	3.6	2.75	3.6	3.6	3.6
Dissolved Oxygen (% saturation)						
Mean	95-105	95-105	95-105	95-105	95-105	95-105
10th-90th percentile	85-115	90-110	90-110	85-115	85-115	85-115
N-NH₄ (mg/l)						
Mean	0.1	0.05	0.05	0.1	0.1	0.1
90 th percentile	0.25	0.12	0.12	0.25	0.25	0.25
P-PO₄ or SRP (µg/l)						
Mean	40	30	20	40	40	40
N-NO₃ (mg / l)						
Mean (invertebrates)	6	6	2	6	6	6
Mean (phytobenthos)	4	4	2	4	4	4

A Mediterrán GIG által a referencia helyek kereslése során alkalmazott kémiai referencia határértékek (az 5 oszlop az 5 folyótípust jelöli):

BOD (mg/L)					
Mean	2.4	2.4	2.4	2	2.4
90th percentile	3.6	3.6	3.6	2.75	3.6
Dissolved Oxygen (% saturation)					
Mean	95-105	95-105	95-105	95-105	95-105
10-90th percentile	85-115	90-110	90-110	90-110	85-115
N-NH₄ (mg/L)					
Mean	0.1	0.1	0.1	0.05	0.1
90th-percentile	0.25	0.25	0.25	0.12	0.25
P-PO₄ or SRP (µg/ L)					
Mean	40	40	40	20	40
N-NO₃ (mg / L)					
Mean (invertebrates)	6	6	6	2	6
Mean (phytobenthos)	4	4	4	2	4

Spanyolország más határértékeket jelölt meg:

	R-M1	R-M2	R-M3	R-M4	R-M5
BOD (mg/L)					
Mean					
90th percentile					
Dissolved Oxygen (% saturation)					
Mean	110	103	110	100	
90th percentile	138.8	143.6	140.0	114.4	
N-NH₄ (mg/L)					
Mean	0.13	0.08	0.05	0.06	0.06
90th percentile	0.25	0.13	0.07	0.12	0.06
P-PO₄ (ug/L)					
Mean	16	52	29	45	47
90th percentile	43.9	101.4	34.5	127.8	72.0
N-NO₃ (mg/L)					
Mean	0.45	1.95	1.90	1.04	0.64
90th percentile	0.96	4.38	2.39	2.32	1.14

The number of reference samples from each MS and type is indicated in Table 2.11.

2) Kovaalga alapú minősítő módszerek

a. Európa

Ausztria

A vízminőség-monitorozás már évek óta folyik Ausztriában, elsősorban kovaalga-alapú, de időnként a teljes perifiton közösség analízisén alapul. 1995 óta Ausztriában több nagy algológiai projekt során egyrészt ellenőrizték a meglévő kovaalga autökológiai adatbázist, másrészt készült egy teljes lista valamennyi algataxonról, melyben megadták ezek előfordulási gyakoriságát és abundanciáját, illetve szaprobiológiai indikátor értékét. E lista alapján fejlesztettek ki egy olyan regionális trofitási indexet (ROTT), mely makro-és mikroalgákkal is számol, de használható kizárólag kovaalgák alapján is. ROTT et al. (2003) 450 folyóvízi hely adatait rendezték adatbázisba. Mintegy 9 algacsoport 1000 faját tartalmazza a lista, 650 kovaalga szaprobiológiai és trofitási besorolásával. Alapvetően két indexet használnak a minősítéshez, ROTT szaprobiológiai indexét (ROTT sap., később ez lett a SID) és a Trofikus ROTT indexet (ROTT troph., később ez lett a TID).

BENELUX államok

Belgiumban az elsők között végeztek bentonikus kovaalgák segítségével vízminősítést Európában. A vallon területeken már a 70-es években elkezdtek kovaalga-indexek kifejlesztésén dolgozni. A flamand részen szintén folytak részletes bentonikus algavizsgálatok, néhány vizsgálatban a kovaalga-indexeket is kipróbálták, a hivatalos vízügyi szervek azonban sokáig nem használták ezeket vízminősítésre. Luxemburgban a múltban kevésbé foglalkoztak algológiával, így a kovaalga-indexek alkalmazása sem került előtérbe. Mára azonban a Luxemburgi egyetem vált a bentonikus kovaalga vizsgálatok egyik (elsősorban taxonómiai) európai fellegetvívárává. Az elmúlt 25 év vizsgálatai alapján – melyeket nem hivatalos „vízügyi munkacsoportok”, hanem kutatóintézetek, egyetemek munkatársai végeztek – mindhárom BENELUX országban gyakorlatilag az összes vízfolyás

vízminőségéről rendelkeznek információkkal, illetve jelentősen hozzájárultak a bentonikus kovaalgák autökológiájának megismeréséhez és a kovaalga-indexek kifejlesztéséhez. A BENELUX államok kutatói közül kerültek ki e terület legelismertebb szakemberei, akik európai skálán (elsősorban Franciaországgal, Olaszországgal, Spanyolországgal közösen) fejlesztik tovább a minősítő módszereket. Alapvetően az IPS indexszel dolgoznak, de emellett a DES, L&M, CEE, IBD indexeket is tesztelték (az indexekről részletesebben ld. a 3. fejezetben). Leginkább használhatónak az IPS és az IBD indexeket találták. Nagy hangsúlyt fektetnek a fajismeretre, melynek érdekében rendszeres továbbképzéseket tartanak. 2002 óta minden évben tartottak közös gyűjtéseket és feldolgozásokat a hibák csökkentésére, melynek során megállapították, hogy a közösen mintázott kovaalga közösségek összetétele meglehetősen heterogén és ezzel összefüggésben az index értéke is széles intervallumban mozoghat. Ennek oka elsősorban a nagyon kis méretű taxonok különböző egyedszáma, mely eredhet a bevonat heterogenitásából, de határozási hibából is. Elsősorban az *Achnanthydium* fajok okoznak problémát. Másik oka, hogy számos olyan taxon volt domináns a mintáikban, amelyik nem volt benne a határozáshoz általánosan használt Süßwasserflora von Mitteleuropa kötetekben, így ezeket a taxonokat kihagyták a feldolgozók, vagy rosszul határozták.

Csehország

Csehországban saját indikátor listát és vízminősítő módszert hoztak létre, de párhuzamosan összehasonlító vizsgálatokat végeznek más európai országok által javasolt biotikus indexekkel. Tulajdonképpen a fitobenton rendszeres vizsgálatát még csak mostanában kezdték el az ARROW projekt keretében (párhuzamosan végezve makrozoobenton vizsgálatokat is). Azon a véleményen vannak, hogy nincs szükség nemzeti index kifejlesztésére, a meglévőket kívánják tesztelni. Az epiliton, epipelon és epifiton egyidejű mintázását javasolják, ahol minden algát figyelembe vesznek, nemcsak a kovaalgákat.

Nagy-Britannia

Nagy-Britanniában 1989-ben, a National Rivers Authority (NRA) megalakulásakor kezdtek el foglalkozni a folyóvizek monitorozására alkalmas indexek kifejlesztésével. Az EU UWWTD (Urban Wastewater Treatment Directive) előírja a folyók azon szakaszainak megjelölését/megtalálását, melyek fokozott tápanyag-terhelésnek vannak kitéve. E munkával párhuzamosan dolgozták ki az MTR (mean trophic rank) és a TDI (trophic diatom index) indexeket. Az MTR makrofiton fajokon és makroalgákon alapuló, a TDI kovaalgákon alapuló vízminősítő módszer. A makrofiton fajok és a makroalgák megfigyelésének, határozásának és gyűjtésének módszertanával már a 60-as években elkezdtek foglalkozni, mely munkákat 1987-ben standard módszertani könyvben foglalták össze. Ez a kiadvány már tartalmazott egyfajta makrofita/makroalga alapú minősítő módszert, mely jó alapul szolgált az 1995-ben kifejlesztett MTR indexhez. A TDI és MTR indexek mellett az Egyesült Királyság számos régiójában folynak egyéb jellegű algamonitorozó vizsgálatok is, mint például potenciálisan toxikus vagy káros algák monitorozása, a fitoplankton és pikoplankton vizsgálata, fluorimetriás analízise, valamint cianobaktérium vizsgálatok. Kiterjedt projekt (DARES) keretében fejlesztették tovább a kovaalga-alapú módszert az ökológiai állapot monitorozására, és elsősorban a TDI indexet alkalmazzák. Habár ezt az indexet eredetileg szennyvizek vizsgálatára fejlesztették ki, folyamatosan finomítják a fajkészletének az érzékenységi és indikátor értékeit, hogy megfeleljen a VKI elvárásainak.

Észtország

A rendszeres algológiai vizsgálatok 1991-ben kezdődtek meg Észtországban, melyek során elsősorban a fitoplankton pigment tartalmának, egyedszámának és domináns fajai megállapításának a vizsgálatát jelentették. 2000-től felerősödtek a bentonikus kovaalgák vizsgálatára irányuló kutatások, de még a kezdeteknél tartanak az elemzések a mintáikból meghatározott kovaalgák indikatív értékének a megállapítása.

Finnország

Finnországban a 90-es évek előtt a folyóvizek minőségének monitorozása többnyire csak a vízkémiai változók mérését jelentette. Ahogyan azonban Európa-szerte elkezdtek különböző vízminősítő algaindexeket kidolgozni, Finnországban is megkezdődtek az ilyen irányú vizsgálatok. Az 1970-es évektől kezdve rendelkeztek különböző folyókból gyűjtött bentonikus algamintákkal, ezeket kiegészítették mesterséges és természetes szubsztrátumokról gyűjtött mintasorozatokkal, és az OMNIDIA szoftver indexeinek működését tesztelték a minták alapján. Az indexek értékeit vízkémiai változókkal korreláltatták. Mivel a finnországi folyóvizek huminsav tartalma gyakran igen magas, az indexek értékelésénél ezt figyelembe kellett venni. Előzetes vizsgálataik alapján arra jutottak, hogy az Európa egyéb országaiban kifejlesztett indexek nagy valószínűséggel használhatók Finnországban is, azonban egyszerre több indexszel is dolgoznak, s a kiértékelésnél a vízkémiai változókat is figyelembe véve óvatos következtetéseket vonnak le, éppen a finnországi vizek speciális jellege miatt. Eredményeik azt mutatták, hogy pl. az összes foszfor tartalommal az IPS index mutatta a legjobb korrelációt.

Franciaország

Franciaországban 1980 óta foglalkoznak perifitikus kovaalga-alapú vízminősítéssel, számos indexet itt dolgoztak ki. 1991 óta folynak rendszeres vízminőség-monitorozások, melyek során kiterjedt hálózatot hoztak létre a vízfolyások minőségének feltérképezésére. Az utóbbi években a francia vízügyi hatóságok egy olyan index kifejlesztésén és tökéletesítésén dolgoznak, mely az egész országban használható rendszeres, rutinszerű monitorozás vizsgálatokra (IBD index, melyhez 1980 és 2002 között 1332 helyről gyűjtöttek mintát). Az index standardizálása előtt számos lépést tettek, mely az index használatát könnyíti: a fénymikroszkópos határozást segítő CD-ROM-okat készítettek, s az indexet nem csak integrálták az OMNIDIA szoftverbe, de egy, csak ezen index számítására tervezett szoftvert, az OMNIBIO-t is megalkották. Alakult egy specialistákból álló továbbképző csoport is, akik segítik a gyűjtést és a határozást. Az Egyesült Királyság mellett Franciaország tekinthető a bentonikus kovaalga vizsgálaton alapuló minősítő rendszer szülőhazájának. Folyamatosan fejlesztik az OMNIDIA adatbázisát, új IPS érzékenységi értékeket állapítanak meg, bővítik az IBD fajkészletét, mely jelenleg 740 taxont tartalmaz, a kezdeti 209-el szemben. Az IBD adatbázisának olyan verzióját kezdték el létrehozni, amelyik jobban figyelembe veszi az öko-régióális sajátosságokat. Sokváltozós regresszióval elemzik a tápanyag ellátottsággal összefüggő változók hatását az indexek változására. Jelenleg további 3000 új mintavételi hely bevonásával zajlik az index validációja, s ez terveik szerint 2007 végére be is fejeződik. Kísérleteznek a toxikus hatások (abnormális formájú kovaalgák) megjelenítésével is az indexben, valamint javaslatot tettek az IPS, IBD index és az EQR kiváló/jó és jó/közepes hatáira (COSTE et al. 2005).

Lengyelország

Lengyelországban 1960 óta monitorozzák a folyóvizeket, bár a monitorozási rendszert csak 1990-ben egységesítették. Ekkor három minőségi kategóriát állapítottak meg, fizikai, kémiai és olyan biológiai változók alapján, mint a kolititer, a klorofill-tartalom és a Pantle-

Buck szaprobitási fok. Eddigi vizsgálataik alapján valamennyi fontosabb vizük minőségéről rendelkeznek információkkal. Elmondható, hogy Lengyelországban elkészült az uniós elvárásoknak megfelelő folyóvízi monitorozó program teljes módszertani javaslat/szabályrendszere, s a szükséges előzetes tanulmányokat is elvégezték. Ami a kovaalga-vizsgálatokat illeti: az ország déli részén átfogó projekt keretein belül számos folyó vizét minősítették az OMNIDIA szoftver alapján, illetve tesztelték az indexek alkalmasságát. Az indexek értékeit, illetve az egyes kovaalga-közösségek összetételét korreláltatták, statisztikailag összehasonlították vízkémiai változókkal. Egyes indexeket, illetve a bentonikus kovaalga-közösségek struktúrájának elemzését jól használhatónak találták, az IPS indexet ajánlották a monitorozáshoz, valamint meghatározták az indexnek az egyes típusokhoz tartozó határértékeit is. 2004-ben intenzív forrás vizsgálatokat kezdtek és megállapították, hogy ezeken a különleges élőhelyeken számos olyan kovaalga él, amelyiknek az autökológiája nem, vagy nem jól ismert. Feltehetőleg ezzel magyarázható, hogy a kovaalga indexek nem mutattak nagyon szoros összefüggést a vízkémiai változókkal.

Lettország

Lettországban gyakorlatilag a STAR projektben kapott részvételük során indultak meg a bentonikus kovaalga vizsgálatok, közepes méretű, síkvidéki folyókban, egyidejűleg hal, makrofiton és makroinvertebrata szervezetek vizsgálatával. Megállapították, hogy a folyó vízgyűjtőjének a skáláján a makrofiton és a hal, míg kisebb skálán a makroinvertebrata és a bentonikus kovaalgák nyújtanak több információt az ökológiai minőség megállapításához (SPRINGE et al. 2006).

Magyarország

Magyarországon a 90-es évek eleje óta végeznek rendszeres bentonikus kovaalga vizsgálatokat a Szigetközben, ahol a Duna elterelésének, valamint a fenékküszöb megépítésének a Szigetköz élővilágára gyakorolt hatását tanulmányozzák. Ezt inkább biodiverzitás vizsgálatnak tekinthetjük, a fajösszetétel változását kísérik nyomon (ÁCS & BUCZKÓ 1994a, 1996, BUCZKÓ 1999, 2006a, BUCZKÓ & ÁCS 1992, 1994, 1995, 1996, BUCZKÓ et al. 1997, BUCZKÓ & RAJCY 2001). A Duna bevonatlakó algáinak rendszeres vizsgálata 1984-ben kezdődött Gödnél (ÁCS 1988, 1998, ÁCS & KISS 1991a, b, 1993a, b, MAKK & ÁCS 1996, 1997, MAKK et al. 1999, 2003, ÁCS et al. 2000a), mely az utóbbi években kiterjedt a Duna forrásvidékére, német-, osztrák és szlovák szakaszára, valamint a jelentősebb mellékfolyókra is (ÁCS et al. 2003b, 2006b). Ugyancsak rendszeres bevonatvizsgálatok történtek a Soroksári-Dunán a 90-es évek második felében (BARRETO et al. 1997, 1998, ÁCS et al. 2000b, SZABÓ et al. 2001), melyek rámutattak az ág szennyezettebb felső és tisztább alsó szakaszáról gyűjtött bevonat kovaalga összetételének a különbségeire. KOVÁCS et al. (2004) Balaton környéki kisvízfolyások: a Csopaki-Séd, Pécsely-patak, Koloska-patak, Kéki-patak, Horogi-Séd, Szőlősi-Séd, Hévíz-Páhoki csatorna, összesen 51 pontján, 2002 áprilisában gyűjtött minták kovaalgáit vizsgálták. A florisztikai összetétel mellett elemezték a mintavételi helyek közti diverzitás és fajszám különbségeket, dominancia (relatív egyedszám) viszonyokat. A fajszámokat elemezve megállapították, hogy a forrástól a torkolatig általános fajszám növekedés tapasztalható, a közbülső kiugróan magas értékek valószínűleg a patakba jutó lokális szennyezések következményei. Ha nem is számoltak még kovaalga indexeket, ezek a megállapítások már mindenképpen a bentonikus kovaalgák vizsgálatán alapuló vízminőség felé mutatnak. Ezen kívül szórványosan történtek olyan bevonatvizsgálatok, melyek során kovaalga indexeket alkalmaztak a víz minőségének megállapítására (KISS et al. 2002, SZABÓ et al. 2004).

Noha a kovaalgák vizsgálata része volt a Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó programnak (ÁCS & KISS 1997, KISS & ÁCS 1997), Magyarországon csak a 2004. évi EU csatlakozásunk után erősödtek fel a VKI által előírt ökológiai vízminősítéssel összefüggő bentonikus kovaalga vizsgálatok. Számos cikk jelent meg ebben a témakörben (ÁCS et al. 2004b, 2006b, SZABÓ et al. 2004, 2005, KOVÁCS et al. 2005, 2006, PADISÁK et al. 2006, VÁRBÍRÓ et al. 2007). 2005-ben egy átfogó projekt (ECOSURV) keretében mintegy 400 vízfolyásunk ökológiai minősítését végeztük el bentonikus kovaalga vizsgálatok segítségével, melyek eredményéről folyamatosan születnek a publikációk (STENGER-KOVÁCS et al. 2006a, SZILÁGYI et al. 2006, VAN DAM et al. 2007). Felerősödtek a fajok indikátorértékeire vonatkozó hazai kutatások is (STENGER-KOVÁCS et al. 2006b), melyek a kovaalga indexek jobb használhatóságát tehetik lehetővé az egyes ökorégiókban.

Németország

1996 óta létezik egy olyan Vörös Lista, mely valamennyi, Németországban megtalálható algataxont fellelí, s autökológiai információkat is tartalmaz. Az országban kezdetben elsősorban bentonikus kovaalga-alapú monitorozás folyt, mely során a szerves szennyezés mértékét a „differential species method”, a szalinitást a Ziemann-féle halobitási index, a trofitást a Hofmann-féle és a Schiefele-Kohmann-féle trofitási index, a savasságot pedig a Coring-féle kovaalga-közösség-típus analízis segítségével becsülték. Ezen kívül alkalmazták az IPS indexet, valamint egy trofitást és szerves szennyezést mérő, kombinált rendszert. A kovaalgákat szintén használták folyóvizek savasságának jelzésére (SHE index), de összességében Németországban 2000-ig még alig létezett egységes vízminősítő rendszer, éppen ezért nagyszabású projektek keretében láttak a munkához és fejlesztettek ki a gyakorlat számára megfelelő módszereket. A kidolgozott módszer szerint az indexeket kovaalgák és nem kovaalgák („maradék fitobenton”) vizsgálatával külön-külön is meghatározzák. A kovaalgák vizsgálata során ROTT trofikus és szapróbikus indexét építették be modulként egy új kovaalga indexbe, mely az általuk megállapított referencia fajok arányát is figyelembe veszi. Emellett még egy szalinitási és aciditási modul is beépítettek az indexbe. A két fitobenton vizsgálatot (kovaalga alapú és „maradék fitobenton” alapú) makrofiton vizsgálatokkal is kiegészítik és a három érték együttes kombinációjával létrehozott index segítségével határozzák meg az adott vízfolyás ökológiai állapotát. Problémát jelent, hogy a bentonikus közösségek összetételében meglévő különbségek okát nem tudják egyértelműen megfeleltetni a természetes és az emberi hatásoknak. Nehezíti a helyzetet, hogy síkvidéki vízfolyások esetében gyakorlatilag lehetetlen referencia helyeket találni. Másik probléma, hogy véleményük szerint a teljes bentonikus algaközösség összetételének a vizsgálatához 6-8 óra szükséges mintánként, ez nehezíti a rutinszerű alkalmazást, de ennek ellenére jónak tartják. Kifejlesztettek egy szoftvert is (PHYLIB) az alkalmazásához.

Olaszország

Az algákon alapuló vízminőség-monitorozás csupán a nyolcvanas években kezdődött meg Olaszországban. Azóta elsősorban a megfelelő módszerek kifejlesztésén dolgoztak a kutatók. Két különböző eutrofizáció/szennyezésjelző indexet fejlesztettek ki, melyek egyike kovaalgákon (EPI-D), másik a makroalgákon (EPI-M) alapul. A makroszkopikus algákon alapuló index használata praktikus a sekély, átlátszó vizeken, ahol szabad szemmel végzett terepi megfigyeléssel becsülhető a vízminőség. A kovaalgák, szemben a makroalgákkal, a folyók teljes szakaszán fellelhetők, mind taxonómiai, mind ökológiai szempontból jobban ismertek a makroalgáknál, így pontosabb szennyezettség és trofitás jelzést tesznek lehetővé. Az Olaszországban kifejlesztett EPI-D index a tápanyag ellátottság, a szerves szennyezés, illetve a víz összes oldott sótartalma – különös tekintettel a kloridra – és a kovaalgák ezekkel

szemben mutatott érzékenysége alapján működik. Kiterjesztették a vizsgálatokat a folyók torkolati szakaszára és egyéb vizes élőhelyekre is (wetland), ahol szintén ezt az indexet tesztelik. A PAEQANN európai projektbe bekapcsolódva, a projektben kifejlesztett virtuális neuron hálózat modell eredményeit felhasználva próbálják meg a referencia közösségeket definiálni.

Portugália

Az 1991-es vízminőség monitorozásról kibocsátott nemzeti törvény csupán néhány fizikai, kémiai és bakteriológiai változó monitorozását írta elő, így Portugáliában a kovaalga alapú vízminőség monitorozás szórványos és nem átfogó. Újabb kipróbálták az OMNIDIA program több indexét is, melyek ígéretes eredménnyel jártak, bár a szerzők az egyes taxonok autökológiai adatainak helyi körülményekhez való igazítását javasolják. Az elmúlt három évtized vizsgálata alapján általános jellemzést tudnak adni Portugália folyóinak minőségéről, a monitorozási program azonban továbbra sem egységes és elégséges. Madeira szigetén végzett vizsgálataik során a CEE és az IPS index korrelált legjobban a környezeti változókkal, de mivel az IPS csaknem a teljes ismert kovaalga fajkészlettel dolgozik, ezt az indexet javasolják, azzal a megkötéssel, hogy több adat birtokában el kell végezni az index adaptálását, egyrészt mert sok az alkalofil taxon a sziget flórájában, másrészt, mert néhány endemikus fajt is be kell építeni az index fajkészletébe. Portugália egészére nézve azonban még nem szűkítették le az indexeket, az IPS mellett a SLA, L&M, CEE, IBD indexeket is alkalmazzák.

Spanyolország

Spanyolországban a 80-as és 90-es évek során végeztek bentonikus kovaalga-gyűjtéseket a Ter folyón, hogy analizálják a vízminőségét. A vízkémiai háttér ismeretében főkomponens analízis (PCA) segítségével dolgozták fel az adatokat. Arra a következtetésre jutottak, hogy a bentonikus kovaalga-közösségek jól használhatók a folyóvizek minősítésére. Elsősorban az IPS és a CEE indexeket tartották megfelelőnek. A Duero folyón elvégzett vizsgálat tanulságai szerint viszont már csak az IPS indexet ajánlják a nemzeti monitorozás során. OSCOZ et al. (2007) az Ebro folyón és vízgyűjtőjén végzett nagyszabású (87 mintavételi helyre kiterjedő) vízminőségi monitorozó vizsgálatuk során a kovaalga indexek közül az IPS, IBD és CEE indexek minősítési eredményeit vetették össze a makroinvertebrata indexekével. Jó egyezést kaptak a vízfolyások ökológiai státuszát illetően.

Svédország

Svédországban ezidáig gyakorlatilag nem volt olyan nemzeti monitorozó program, ahol rutinszerűen használták volna a kovaalgákat, mint bioindikátorokat. Mára azonban több mint 200 folyót vizsgáltak meg és alkalmazva az IPS indexet megállapították a kiváló/jó, jó/közepes, közepes/tűrhető és tűrhető/rossz IPS index és EQR határokat. Noha az IPS indexet használhatónak találták, kifejlesztettek egy új, savasság indexet is (AJK), melybe integrálták az IPS indexet is, de figyelembe veszik az alkalofil, alkalobiont és toleráns fajok arányát is. Az IPS indexet, kiegészítve a TDI és %PTV indexekkel, valamint az AJK indexet ajánlják a nemzeti monitorozó vizsgálatokban.

Szlovákia

Szlovákiában a fitoplankton és a fitobenton rendszeres monitorozása folyt és folyik 244 standard mintavételi ponton. Minden fontosabb folyó vízminőségéről van információjuk, melyet elsősorban az a-klorofill tartalom, sejtszám és szaprobítási index alapján állapítottak

meg. 2003-2004-ben nagyszabású projekt keretében 158 antropogén hatásoknak kitett és 58 referencia hely kovaalga közösségét vizsgálták meg. Egy-egy mintavételi helyről 2 éven keresztül tavasszal és ősszel is vettek mintát és a környezeti változókkal történő összevetés után az IPS, CEE és EPI-D indexeket találták megfelelőnek az ökológiai állapot értékeléséhez.

b. Európán kívül

Nemcsak Európában, hanem szerte a világon fellendültek az utóbbi években a vízminősítés célú bevonatalkó alga vizsgálatok, melyek felsorolása meghaladná a dolgozat kereteit, így csak néhány példát emeltem ki. Mexikóban 2003-tól elkezdődtek a bentonikus kovaalga vizsgálatok, legjelentősebb folyójukon, a Lerma folyón 19 mintavételi ponton vizsgálták az esős és a száraz évszakban a kovaalga összetételt. Brazíliában 1989-től 1993-ig 18 folyóból összesen 79 mintát gyűjtöttek és elemezték a kovaalga közösségek mintázatát a szennyezettség függvényében. Szaprobiológiai szempontból osztályozták a mintavételi helyeket (LOBO et al. 1996). Később ezeket az eredményeket fejlesztették tovább és alakították ki önálló indexet (LOBO), melyet az OMNIDIA-ba is integráltak. Iránban saját Trofikus Kovaalga Indexet fejlesztettek ki, a Gharasou folyó vizsgálati eredményeiből, Kanadában és Brazíliában is új kovaalga indexet fejlesztettek ki (IDEC), ugyanakkor például Dél-Afrikában az IPS indexet jól használhatónak találták, bár az endemikus fajok beépítését szükségesnek tartják és el is kezdték. Argentínában a 90-es évek végén erősödtek fel a vízminősítési célú bentonikus kovaalga vizsgálatok, amikor is rögtön szembesültek azzal a problémával, hogy a pampán átívelő, lassú folyású síkvidéki folyókon semmiféle szilárd aljzatot nem találtak a gyűjtéshez. A síkvidéki folyók esetében nagyon nehéz követ találni, ez legfőképpen a forrás környékén lehetséges, a makrofitonról való gyűjtés pedig számos módszertani problémát vet fel (pl. más lehet a fajösszetétel a makrofiton különböző részeiről gyűjtött bevonatokban, valamint más a különböző makrofita fajokon CAZAUBON 1991, 1996). További problémát jelentett, hogy nem is találtak ugyanolyan makrofiton fajt egy-egy folyó teljes hossza mentén. A fentiek miatt kifejlesztettek egy új indexet (Pampean Diatom Index, azaz IDP), mely az epipelont mintázva számolható ki. Ezt később az OMNIDIA programba is integrálták (GÓMEZ 1998, 1999, GÓMEZ & LICURSI 2001, LICURSI & GÓMEZ 2002). BAUER et al. (2007) referencia helyről, kikötőből és szennyvíz bevezetés helyéről származó bevonatminták kovaalga közösségeit, valamint a bevonat mikroszervezeteinek egyedszámát és hamu mentes száraztömegét hasonlították össze. Azt tapasztalták, hogy a fajszám és a diverzitás a szennyezettebb helyeken kisebb volt, a cianobaktériumok és Euglenophyta fajok aránya pedig nagyobb. Japánban a Watanabe index mellett a KOBAYASI & MAYAMA (1989) által kifejlesztett, LANGE-BERTALOT (1979) rendszeréhez nagyon hasonló, szaprobiológiai alapú kategorizálást alkalmaztak. Lange-Bertalot rendszerének továbbfejlesztésére azért volt szükség, mert a Japán folyók általában rövidebbek, sekélyebbek és nagyobb vízsebességűek, mint a Majna és a Rajna, amely folyókon Lange-Bertalot kifejlesztette rendszerét. Új-Zélandon 3 eltérő vízjárású és tápanyag kínálatú folyó bevonatát hasonlították össze fajösszetétel, a-klorofill tartalom és hamu mentes száraz anyag tartalom szempontjából. Azt tapasztalták, hogy jelentős volt az évszakai variabilitás a bevonat mennyiségében, valamint az áradások nagysága és frekvenciája is nagymértékben befolyásolta ezeknek a paramétereknek az értékét. Emellett szignifikáns pozitív korrelációt találtak a bevonat a-klorofill tartalma és a tájhasználat (növényi tápanyag kínált mennyisége) között és megállapították, hogy az általuk vizsgált területeken a nitrogén tartalom limitálja a bevonat növekedését (BIGGS 1995). Az Egyesült Államokban több évtizedre visszanyúló hagyománya van a bevonat vizsgálatoknak, a bentonikus kovaalgák vizsgálata például része az amerikai Nemzeti Vízminőség Felmérő Programnak (NAWQA) is, mely a 90-es évek eleje óta

monitorozza az Amerikai Egyesült Államok több mint 1500 folyójának vízminőségét (HAMBROOK-BERKMAN et al. 2004). Felhívják a figyelmet arra, hogy ha több paramétert használunk (nemcsak pl. az indexeket), akkor sikeresebben használhatjuk a minősítéshez a bevonatot. Az EU Víz Keret-irányelvének megszületésével egybeesik annak az összefoglaló cikknek a megjelenése, amelyben szintetizálják az édesvízi élőlények vízminősítési célú vizsgálatának legfontosabb eredményeit. Kiemelik az ökorégiókban, a víz és vízgyűjtője egységében való gondolkodás fontosságát, valamint több élőlénycsoport egyidejű vizsgálatát (HAWKINS et al. 2000). Gyakorlatilag ugyanazt az egységes szemléletet fogalmazzák meg, ami az EU VKI előremutató sajátossága is. Ez az ökorégionális szemlélet tükröződik ezután az amerikai vízminősítési célú bevonatvizsgálatokban. Például Idaho államban, 12 mintavételi helyen vizsgálták 5-öd rendűnél nagyobb folyókban a bevonat összetételét, a-klorofill tartalmát és hamu mentes szárazanyag tartalmát. Megállapították, hogy a bevonatban található kovaalgák fajszáma pozitívan korrelált az összes foszfor koncentrációval. Hasonló tápanyag ellátottság mellett hasonló kovaalga közösségeket találtak az egyes folyókban és megállapították, hogy a foszfor limitálja a bevonat növekedését az általuk vizsgált területeken. Eredményeik azt mutatták, hogy a nagy térbeli skálán vizsgált faktorok jobban meghatározzák a bentonikus kovaközösségek összetételét, mint a kis léptékűek, melyeknél az eredmények jobban szórnak, vagyis a bentonikus kovaalga közösségek szerkezetének, összetételének a vizsgálatánál a geomorfológiai tulajdonságokat és a tájhasználatot (tápanyag ellátottságot) egyaránt figyelembe kell venni (SNYDER et al. 2002). Figyelemre méltó állítást fogalmaz meg PAN et al. (2000) akkor, amikor az EU országokban éppen csak elkezdődtek a VKI szempontú vizsgálatok. Eredményeik azt mutatták, hogy a vízgyűjtő mérettel valamint a topográfiával csak akkor lehetett összhangba hozni az ökorégionális különbségeket, ha a vízkémiai változók is különböztek. Véleményük szerint a kovaalga közösségek nem régió specifikusak, azok összetételét elsősorban a területhasználat, azon belül is főként a mezőgazdaság befolyásolja. A kovaközösségek régióspecifikus arculatának a hiánya ideálissá teszi őket a folyóvizek vízminőségének torzítatlan jellemzésére.

GIG (Geographical Intercalibration Groups)

2007-re már szinte mindegyik EU tagországban elkészült, vagy elindult a saját nemzeti biomonиторozó rendszer VKI szerinti kidolgozása, melynek egyik eleme a bentonikus kovaalgák vizsgálata lett. A 2. táblázatban összefoglaltuk az interkalibráció során alkalmazott nemzeti metrikákat. Ez alapján pedig elindulhatott a feltáró monitorozás. Legtöbb EU országban a vízfolyások bentonikus kovaalga alapú minősítésére alapvetően az IPS index értékeit veszik figyelembe. Mind a 27 EU tagállam bekapcsolódott az interkalibrációs csoportok munkájába és Norvégia is csatlakozott hozzá. Megállapították a kovaalgák vizsgálatával becsülhető kiváló/jó és jó/közepes határértékeket is (3. táblázat).

2. táblázat. A kovaalga alapú minősítés nemzeti metrikáinak összefoglaló táblázata vízfolyásokra

ország	Nemzeti metrika
Ausztria	Multimetrikus index, mely a TI-ből, SI-ből és a referencia fajokból áll
Belgium	IPS
Egyesült királyság	TDI
Észtország	IPS
Finnország	IPS
Franciaország	IBD, IPS
Írország	TDI

Lengyelország	Multimetrikus (TI és SI átlaga)
Luxemburg	IPS
Magyarország	IPS
Németország	3 modulból álló index: kova-modul, nem-kova-modul és makrofita-modul
Portugália	IPS, CEE
Spanyolország	IPS, multimetrikus index (SHE, SLA, IDG, TDI, IPS, L&M és két taxonérzékenységi mutató)
Svédország	IPS
Szlovénia	Multimetrikus (TI és SI átlaga)

3. táblázat. Az EU egyes országainak kiváló/jó (H/G) és jó/közepes (G/M) határértékei a kovaalgák alapján

ország	H/G határ	G/M határ
Finnország	IPS=17	IPS=15
Írország	EQR 75. percentilise	
Svédország	IPS= 17,5, TP<10 µg/l, pH>6	IPS=14,5
Egyesült Királyság	EQR 75. percentilise	
Ausztria	TI 25. percentilise	
Belgium	IPS=17	IPS=13
Észtország	A referencia helyek EQR értékének 90%-a	A referencia helyek EQR értékének 70%-a
Spanyolország	SHE, SLA, IPS, IDG és L&M indexekből és az érzékeny fajok arányából képzett multimetrikus index= 0,93	SHE, SLA, IPS, IDG és L&M indexekből és az érzékeny fajok arányából képzett multimetrikus index= 0,7
Franciaország	IBD vagy az IPS 25. percentilise	H/G határ – {(H/G – minimális érték)/4} + 1 Író
Luxemburg	A referencia helyek értékének a mediánjának a 85%-a	A referencia helyek értékének a mediánjának a 70%-a
Hollandia	A negatív indikátor fajok aránya nem nagyobb, mint 10%	A negatív indikátor fajok aránya nem nagyobb, mint 30%
Lengyelország	TI és SI 95. percentilise, EQR= 0,814	EQR=0,6

3) Szakirodalmi áttekintés összefoglalása

Összefoglalva megállapíthatjuk tehát, hogy a víz szervesen tápanyag kínálata, valamint szervesanyag tartalma és a fitobenton összetétele között egyértelműen kimutatható összefüggés van. Ezek az összefüggések a vízfolyások esetében egyértelműen a kovaalga indexek változásában mutatkoznak meg. Eltérő eredmények születtek azonban atekintetben, hogy pontosan melyik változó milyen hatással van az egyes metrikákra. BONA et al. (2007) a

szervesanyag tartalom, a klorid ion, a nitrát és a vezetőképesség értékei és a kovaalga indexek között talált jó összefüggést. RINELLA & BOGAN (2004) csak a nitrogén és a szerves terhelés, míg Newall & Walsh (2005) csak a vezetőképesség értékei és a kovaalga indexek között mutatott ki összefüggést. BLANCO et al. (2007) a KOI, ortofoszfát, nitrit, nitrát és klorid ion, FORE (2003) csak a klorid ion, Limbeck & Smith (2007) a szervesanyag és az élőhely instabilitás, míg Hering et al. (2006b) a szerves terhelés, a szervesanyagok és az üledékfelhalmozódás (tájhasználat) és a kovaalga indexek értékei között mutattak ki egyértelmű összefüggést. Az eltérések oka (vagyis, hogy melyik kémiai változóval találnak jobb összefüggést) abban keresendő, hogy az egyes szerzők különböző metrikákat használtak.

A bentonikus kovaalgák és a különböző kémiai változók között VAN DAM et al. 1994 úttörőnek számító rendszere jelzett összefüggést, melynek alapjait LOWE (1974) teremtette meg, aki összefoglalta az édesvízi kovaalgák környezeti igényeit és szennyezéssel szembeni toleranciáit. Van Dam rendszere szerint a következő összefüggés áll fenn a szaprobitás és az oxigén telítettség, valamint BOI között a bevonatkozó kovaalga közösségek vizsgálata alapján:

	Oxigén telítettség (%)	BOI ₅ (mg/l)
oligoszaprób	>85	<2
β-mezoszaprób	70-85	2-4
α-mezoszaprób	25-70	4-13
α-mezo/poliszaprób	10-25	13-22
pliszaprób	<10	>22

Ez alapján a hegyvidéki és dombvidéki kisvízfolyások kovaösszetétele oligoszapróbiát kell, hogy mutasson, így itt a BOI határértéke a javasolt 4 mg/l-nél kevesebb kell, hogy legyen.

Koreában (HWANG et al. 2008) kísérletet tettek két kovaalga index (DAI_{po} és TDI) értékei és a BOI közötti összefüggés feltárására, a határértékek megadására, ezek azonban nem típus specifikus határértékek:

Class and narrative description	Numerical indices				Trophic status	BOD	Indicator species	
	BM* KSI	Diatoms		Fish IBI			Macroinvertebrates	Fish
		TDI	DAIpo					
A (Excellent)	0-1.0	0-40	100-85	36 - 40	Oligo-trophic	< 1	<i>Plecoptera</i> <i>Gammarus</i>	<i>Zacco temminckii</i> <i>Rhynchocypris kumgangensis</i>
B (Good)	1.0-2.4	40-55	85-60	28 - 34	Oligo-Mesotrophic	1-4	Potamanthidae <i>Semisulcospira</i>	<i>Coreoleucis us splendidus</i> <i>Microphysogobio yaluensis</i>
C (Fair)	2.4-3.6	55-70	60-40	18-24	Meso-Eutrophic	3-8	<i>Radix auricularia</i> <i>Orithidium</i>	<i>Zacco platypus</i> <i>Hemibarbus labeo</i>
D (Poor)	3.6-5.0	70-100	40-0	≤ 14	Eu – Hypertrophic	>7	<i>Limnodrilus gotoi</i> <i>Physa acuta</i>	<i>Carassius auratus</i> <i>Cyprinus carpio</i>

Ez az összeállítás ugyan nem tér ki a foszforra, de angliai vizsgálatok tanulsága szerint a TDI index 1 mg/l ortofoszfát koncentráció fölött már nem használható, mert ekkor már nem a foszfor limitálja az algák fejlődését. A TDI indexszel és a szennyezés érzékenységi indexszel (PT%) összefüggő TP határok a következőkben adhatók meg:

Szennyezés érzékenység	Medián TP (mg/l)
1.	<0,01
2.	0,01-0,034
3.	0,035-0,099
4.	0,1-0,299
5.	>0,3

Ez jól egyezik a határértékként javasolt 100 µg/l-es értékkel.

A ROTT indexhez (TID) tartozó TP optimumok a következők:

Index érték	kategória	TP optimum (µg/l)
≤0,5	ultraoligotróf	≤5
0,6-1,0	oligotróf	<10

1,1-1,5	Oligo-mezotróf	<20
1,6-2,0	mezotróf	<30
2,1-2,5	Mezo-eutróf	<50
2,6-3,0	eutróf	<100
3,1-3,5	Eu-politróf	<250
>3,5	politróf	>250

A Rott index kategorizálása alapján a javasolt határérték túl megengedő.

Portugáliában a kovaalga összetétel alapján 4 csoportot különítettek el a Moundego, Vouga és Lis folyó és vízgyűjtője területén elvégzett vizsgálatok során (FEIO et al. 2007). A referencia hely kovaközösségei 4 mg/l nitrát koncentráció alá estek, de ők sem adtak meg típus specifikus határértékeket. POTAPOVA & CHARLES (2007) szintén elemezték néhány kovametrika és a TP illetve TN összefüggését. $TP \leq 10 \mu\text{g/l}$, illetve $TN \leq 0.2 \text{ mg/l}$ értéknél húzták meg az alacsony koncentrációk határát és mutattak ki egyértelmű összefüggést a metrikák és a koncentrációk között, de itt sem vizsgálták külön az egyes típusok határértékeit.

Azt mondhatjuk tehát, hogy jónéhány esetben tártak fel összefüggéseket a minősítéshez használható különböző indexek és a kémiai komponensek között, és a GIG-ek néhány kémiai változó (BOI, oxigén telítettség, $\text{NH}_4\text{-N}$, $\text{PO}_4\text{-P}$ és $\text{NO}_3\text{-N}$) esetében már javasoltak típus specifikus határértékeket a fitobenton vizsgálatokra alapozva (táblázat ld. fentebb).

Sajnálatos módon az európai bevonatkozó alga alapú minősítésnek nem része a bevonat biomaszájának a meghatározása, holott STEVENSON et al. (2006) egyértelműen igazolták, hogy 10-30 $\mu\text{g/l}$ TP és 400-1000 $\mu\text{g/l}$ TN koncentráció között volt a legnagyobb a bevonatkozó algák biomaszája. Ezt megelőzően DODDS et al. (1998) már bemutatták, hogy összes nitrogénre és összes foszforra nézve mekkora az oligotrófikus/mezotrófikus illetve a mesotrófikus/eutrófikus határ mérsékelt övi vízfolyásokban és ez hogy függ össze a bevonat klorofill értékeivel. Ezek az értékek a következők voltak:

Variable (units)	Oligotrophic–mesotrophic boundary	Mesotrophic–eutrophic boundary	N
Mean benthic chlorophyll (mg m^{-2}) ^a	20	70	286
Maximum benthic chlorophyll (mg m^{-2}) ^a	60	200	176
Sestonic chlorophyll ($\mu\text{g l}^{-1}$) ^b	10	30	292
TN ($\mu\text{g l}^{-1}$) ^c	700	1500	1070
TP ($\mu\text{g l}^{-1}$) ^{a,b,c}	25	75	1366

^aData from Dodds *et al.* (1997).

^bData from Van Nieuwenhuysse and Jones (1996).

^cData from Omernik (1977).

A bevonat klorofill-a tartalmának a mérését korábban már jeleztük (SZILÁGYI et al. 2004), hogy fontos volna, ha bekerülne a hazai monitoring vizsgálatokba, azonban sajnálatos módon nem került be, holott egyszerűen mérhető paraméter. Megjegyzendő ugyan, hogy egyetlen európai ország sem vette föl a metrikái közé, így nem rendelkezünk adatokkal etekintetben, holott látható, hogy pl. a TP esetében jó egyezést mutat a hegy/dombvidéki közepes és nagy

folyókra javasolt határértékkal. Igaz ugyan, hogy TN esetében a hazai javasolt határértékek jóval megengedőbbek, de az egyértelműen kimutatott tény, hogy a vízfolyások esetében összefüggés van a bevonat klorofill tartalma és a víz TN és TP tartalma között. A jövőben mindenképpen kívánatos volna a felvétele a monitoringba, azonban előtte ki kell dolgozni a pontos módszertanát, mivel mind a gyűjtés, mind pedig a feldolgozás során számos hibalehetőséggel terhelt a módszer, nagyon szórnak az adatok, és a metrika nagyságának az aljzatfüggése sem tekinthető kikutatottnak.

A folyóvízi bevonatvizsgálatok legfontosabb megállapításai a következőkben foglalhatók össze a kovaalga közösségek összetétele és a környezeti változók közötti összefüggések vizsgálata alapján:

- A kovaalgák a korai felismerésben játszanak fontos szerepet, a rövid ideig tartó szennyezések hatásának detektálására különösen alkalmasak. A kovaalgák az eutrofizálódás és a szerves szennyezés monitorozására kiválóan alkalmasak, de például hidromorfológiai hatások kimutatására alkalmatlanok. A tájhasználat hatásainak kimutatására a tápanyagellátottság mértékén (eutrofizálódás) és az élőhely minőségén (üledékfelhalmozódás) keresztül alkalmasak kis léptékű skálán. A savasodás hatásának kimutatására ugyancsak jól alkalmazhatók a kovaalga vizsgálatok.
 - Alaszkai vizsgálatok szerint az általuk fejlesztett multimetrikus kovaalga index pozitívan korrelált az oldott oxigén koncentrációval, az élőhely „értékességgel” és a medereséssel és negatívan korrelált a vezetőképességgel, a mederágyban található finom üledék mennyiségével és a vízgyűjtőn található utak számával.
 - Ausztráliában az IBD, CEE, IDG és ROTT indexek mutattak a legerősebb korrelációt a környezeti változókkal. A nitrogén és a foszforformák nem, de a vezetőképesség jól korrelált az indexekkel.
 - Olaszországi eredmények alapján megállapították, hogy a kovaközösség összetételének alakításában nemcsak a szerves anyag tartalom, hanem a vezetőképesség, klorid és a nitrát tartalom is szerepet játszik.
 - Spanyolországban az IPS, IBD és EPI-D indexek (ezen belül is az IPS index, mert az integrálja a szerves, a szervesetlen és a szalinitás hatását is) korreláltak legjobban a fizikai és kémiai változókkal, azon belül is leginkább a KOI-val, ortofoszfáttal, nitráttal, nitráttal és kloriddal.
 - Amerikai tapasztalatok szerint a különböző környezeti stresszorok közül a tápanyag szennyezés, eutrofizálódás, élőhely instabilitás (a mozgásra képes kovaalga nemzetségek arányából), finom üledék szennyezés és a vízhozam változás hatását lehet a kovaalgák vizsgálatán keresztül monitorozni, figyelemmel arra, hogy a bevonat átlagos életciklusa 3-4 hét.
- Nem könnyű a természetes és az emberi hatások szétválasztása.
 - Amerikában multimetrikus indexek használatát javasolják, de véleményük szerint nehéz a természetes és az emberi hatásokat szétválasztani. Pl. a kova metrikák jól korreláltak a magassággal, de a városok és a mezőgazdasági területek is inkább a síkvidéki területeken vannak. Megállapították, hogy a klorid erős indikátora az általános diszturbanciáknak és jól korrelál a biológiai indexekkel.
 - Franciaországi eredmények szerint a geológia és a domborzat fontos szerepet játszik a kovaközösségek természetes variabilitásában.
 - Kanadában is azt állapították meg, hogy a geológiától függő pH és vezetőképesség határozták meg leginkább a referencia közösségek kovaalga összetételét.

- Még hatékonyabbá lehetne tenni a különböző stresszorok és a kovaközösségek összetétele közötti kapcsolat feltárását, ha
 - A kovaközösségek átlagos generációs ideje alatt többször történnének kémiai vizsgálatok és azok eredményeivel lehetne korreláltatni az indexeket. Spanyolországban elvégzett vizsgálatok során az IPS index akkor adta a legjobb korrelációt, ha a vízkémiai változók mintavételt megelőző két hónapi átlagával számoltak.
 - fejleszteni kell az autökológián alapuló metrikákat
 - meg kell határozni a fajeloszlásokat a környezeti gradiensek mentén
 - olyan adatbázist kell használni, mely az adott ökorégióra reprezentatív (esetleg folyótípusra)
 - jó taxonómiai jártassággal kell rendelkezni
 - szükség van jó határozókönyvekre
 - vizsgálni kell a morfofajok létrehozásának a lehetőségét
- Több tanulmány eredménye megegyezik abban, hogy a kovaalgák és a makrozoobentosz együttes vizsgálata még jobb eredményekhez vezet. Pl. ahol a tápanyaggazdagság a fő stresszor, ott a kovaalgák és/vagy a makrozoobentosz szervezetek ajánlhatók a monitorozásra.
 - Portugáliában megállapították, hogy a kovaalgák érzékenyebbek a vízkémiai változásokra, míg a makrozoobentosz a medermorfológiai és élőhelyváltozásokra. Síkvidéki folyóknál, ahol az élőhely és az aljzatheterogenitás természetes körülmények között kisebb, ott a kovaalgák hatékonyabb eszközei az állapotbecslésnek, mint a makrozoobentosz, bár megemlítik, hogy a két élőlénycsoport egyidejű vizsgálatával kapott eredmények hasznosan kiegészíthetik egymást.
 - Spanyolországban javasolják az IPS és a makroinvertebrata index (IBWMP) kombinációját az ökológiai állapot megállapításához.
 - Belgiumban egy háztartási szennyvizet befogadó telep és egy ipari szennyvizet befogadó telep tisztított szennyvizének a hatását tanulmányozták egy olyan folyórendszerben, ahol a folyó vizének nagy részét a két szennyvízbefolyás adja. Megállapították, hogy az oxigén koncentráció változásával a kovaalga indexek nem mutattak jó korrelációt, de a makrozoobentosz indexek igen. A kovaalga indexek inkább az össz-szennyezés hatására reflektáltak. Egyértelműen demonstrálták a szennyvízbevezetések után meglévő gradiensek hatását, a bevezetéstől távolodva javult a vízminőség (nőttek a biotikus index értékek).
- A pontszerű szennyezések hatásainak monitorozása során javasolják, hogy ha csak 1 mintát tudunk gyűjteni, akkor azt a kisvizes időszakban gyűjtsük, mert ilyenkor érvényesül legkevésbé a hígító hatás, tehát ha egy vízfolyás terhelést kap, a vízminőséget rontó hatás mértékét ilyenkor lehet leginkább kimutatni. Ausztráliai vizsgálatok tanulsága szerint fontos a folyó vízjárását tudni a hígítási hatás miatt. Megállapították, hogy a szennyezés toleráns fajok aránya nőtt a bevonatban a szennyvízbevezetés utáni ponton. A szennyvízbefolyó hatása a legkifejezettebb télen volt, amikor új kovaalga közösség kezdett kialakulni (tavaszi).

A pontszerű szennyezések és a diffúz szennyezések hatásainak szétválasztása csak akkor oldható meg, ha idősorokkal rendelkezünk a vízfolyások esetében. Amiatt is nehezen szétválasztható a hatás, mert függ a vízfolyás méretétől is. Nagy folyóknál

pl. a pontszerű szennyezés kisvizes időszakban egyértelműen index romlást eredményez, míg kisvízfolyások esetében a diffúz szennyezés hatása mutatható ki az index romlásában a vízhozam növekedésével.

A síkvidéki vízfolyások esetében a pontszerű (szennyvíz) és a diffúz terhelés nem választható szét egyértelműen. A minőség romlás a terhelés mértékétől, a vízfolyás jellegétől (időszakos, kis, közepes, nagy) függ, de az eredmények alapján megfigyelhető, hogy a szennyvizet kapó vízfolyások IPS értéke 12 alatt maradt. Nagy terhelés hatására az időszakos és kisvízfolyásokban az IPS értékek 5 alattiak voltak.

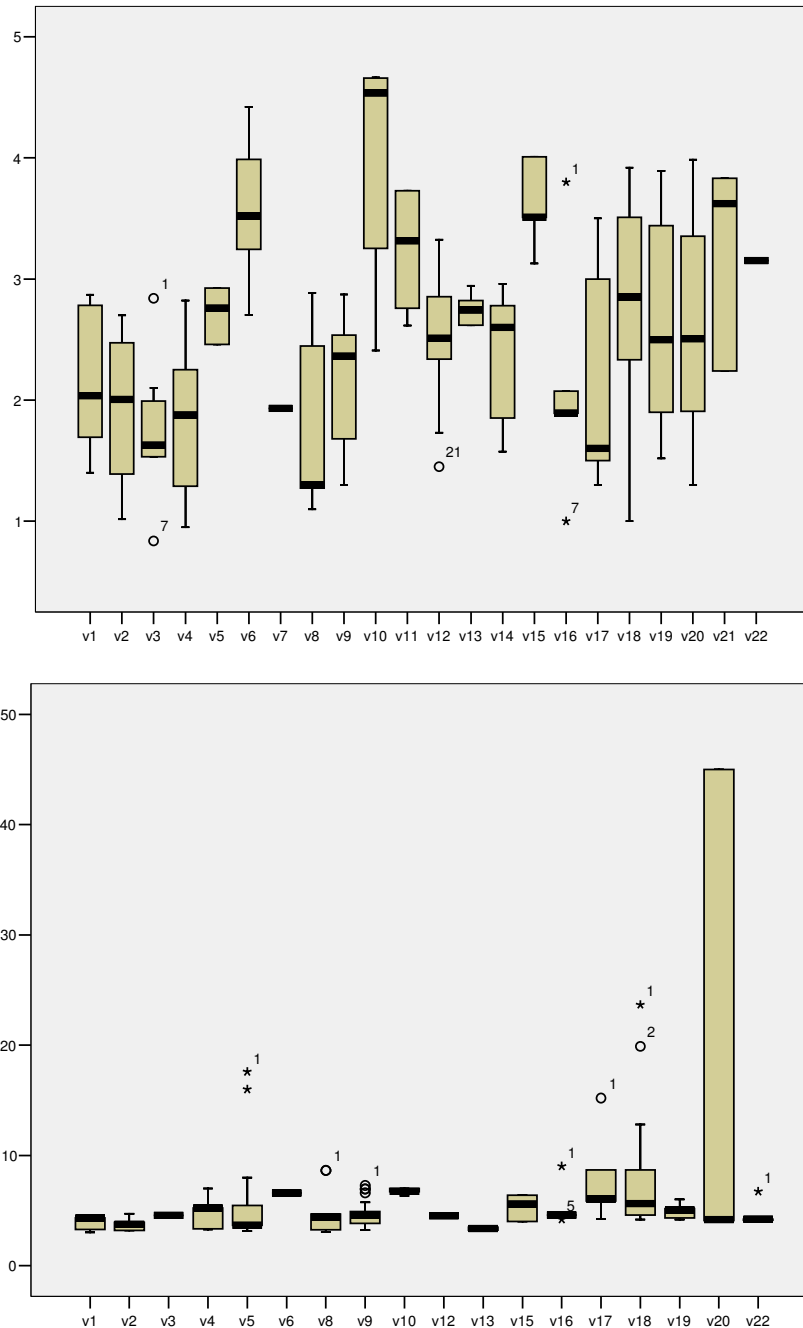
A diffúz terhelések hatásának megítélése nem egyértelmű. A művelt területek aránya a síkvidéki vízfolyások jelentős részénél nagyobb, mint 50 %. Legtöbb vízfolyás esetében, ha csak bizonyos szakaszain is (de jellemző, hogy jelentős hosszukon) fennáll a hidromorfológiai kockázatoság: nincs védőövezetük, a szántóföldeket a partélig szántják.

Állóvizek esetében még messzebb állunk a lehetséges határértékek megadásától, hiszen ott még az sem egyértelmű, hogy milyen metrikát/kat vegyünk figyelembe a kémiai komponensek változásának a tükrében. Itt az várható el, hogy a főbb típusok esetében megadhatók lesznek a terhelések fő paraméterei.

B.) Hazai adatok gyors elemzése alapján levonható következtetések

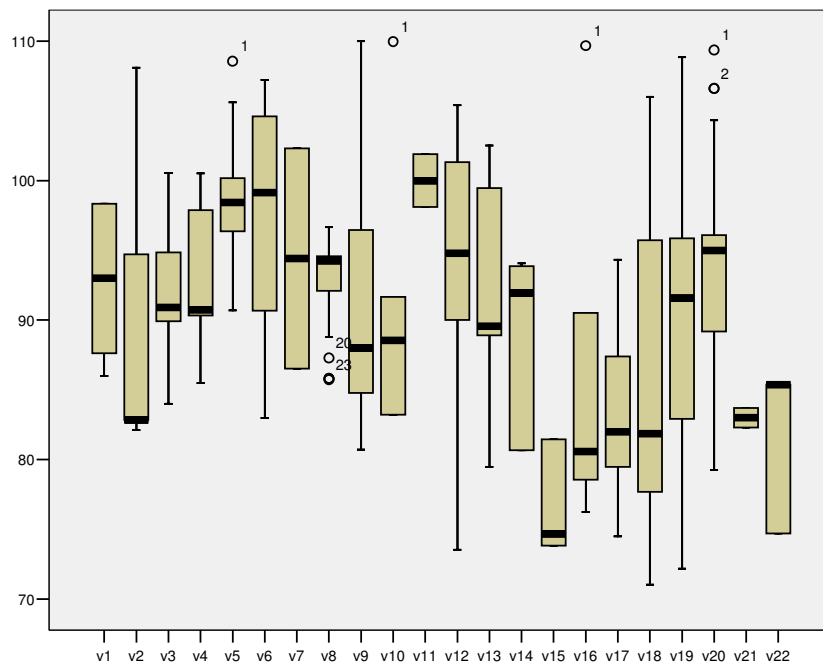
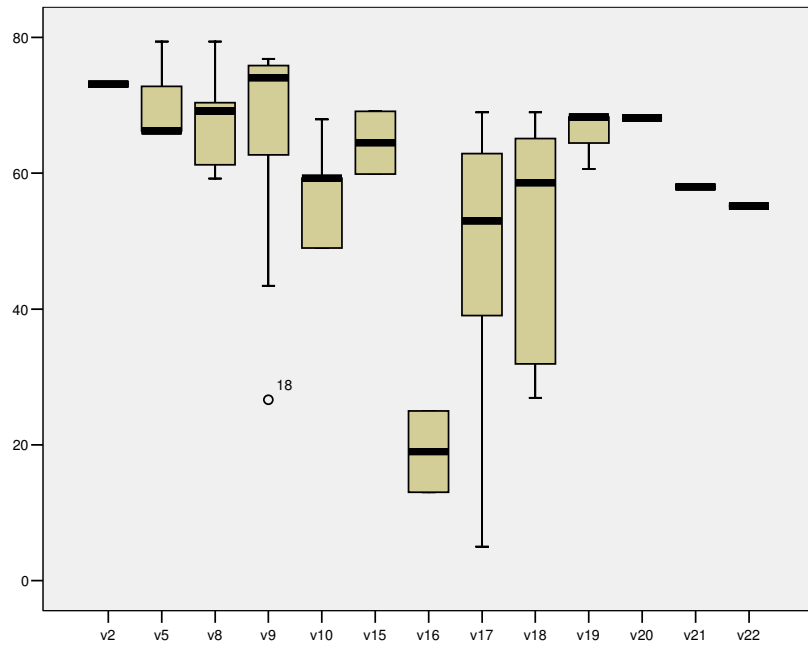
1) Monitoring adatok elemzése

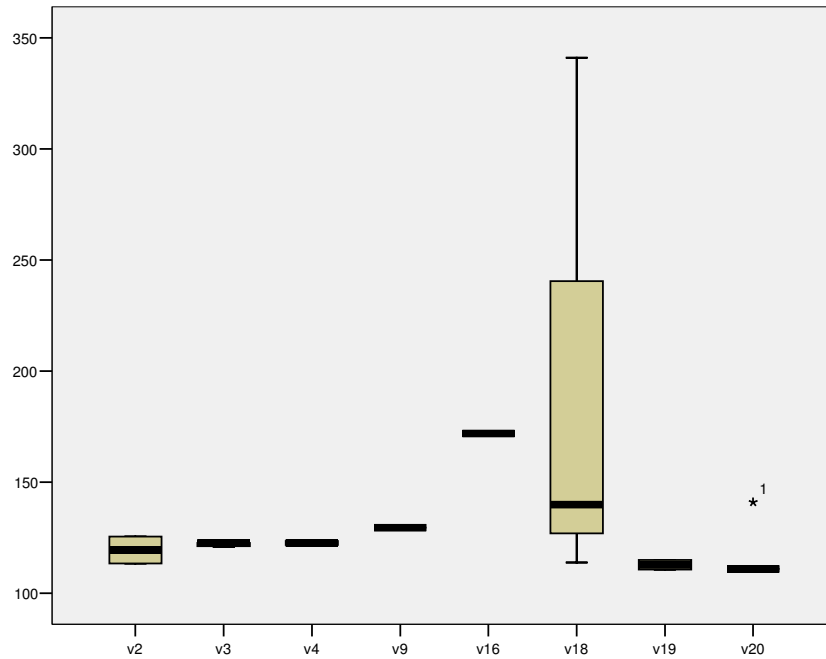
Mivel a hidromorfológiaára vonatkozó adatokat nem kaptuk kézhez, csak a kémiai adatok alapján tudtuk elvégezni az elemzéseinket. Minden kémiai változó esetében az adatokat két csoportra bontottuk (kivéve az oxigén telítettséget, mert azt 3-ra) és külön ábrázoltuk a kis és nagy értékeket.



1. ábra. A BOI₅ értékek alakulása az egyes típusokban

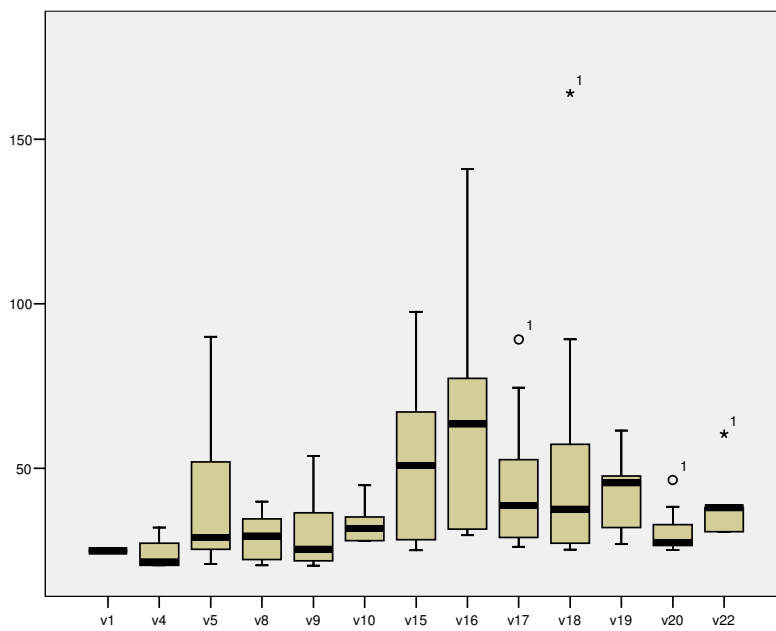
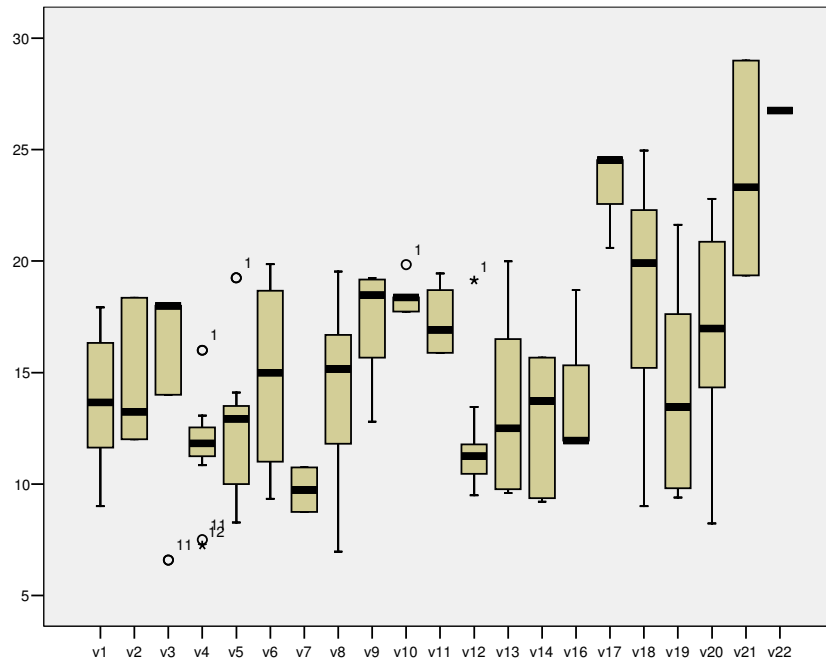
Látható, hogy a 20-as típusban (síkidéki, finom mederanyagú nagyon nagy folyók) a legnagyobb a BOI értéke, legkisebb pedig a hegy és dombvidéki kis vízfolyások esetében (1. ábra).





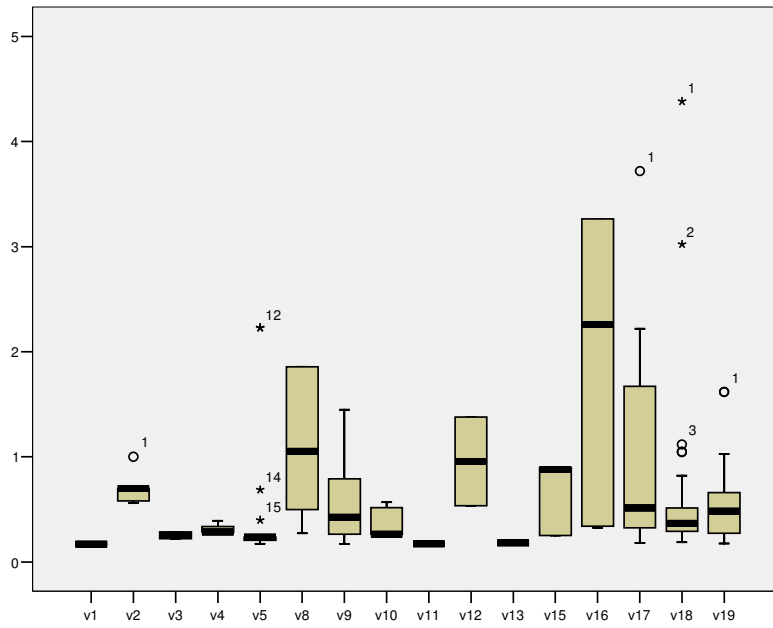
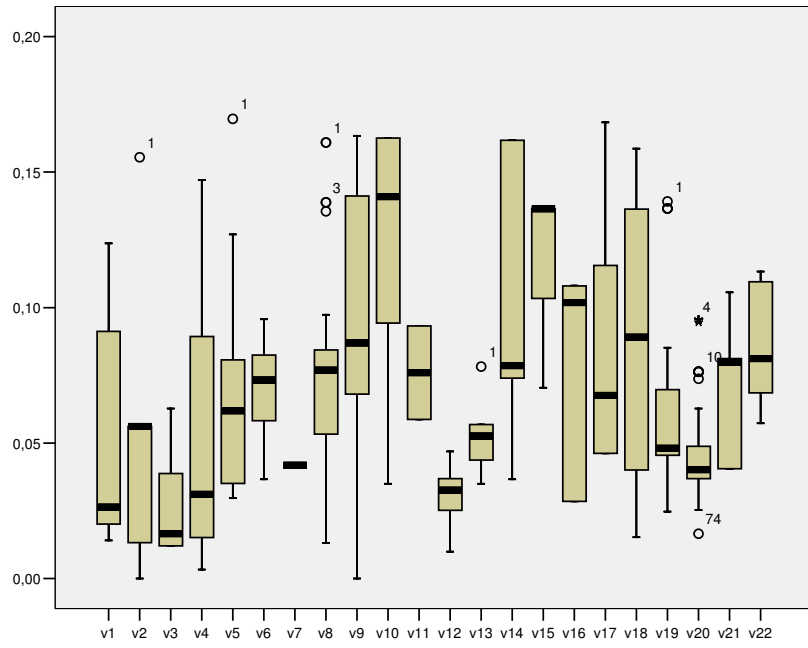
2. ábra. Az oxigén telítettség értékek alakulása az egyes típusokban.

Legkisebb az oxigén telítettsége a síkvidéki, lassan áramló kicsi vízfolyásoknak, különösen az időszakosoknak (2. ábra). A lassan folyó, közepes méretű síkvidéki vízfolyásokban gyakran alakulhat ki oxigén túltelítettség a fitoplankton nagy tömege és termelése miatt. Legjobb oxigén ellátottsággal a hegyvidéki és dombvidéki vízfolyásaink rendelkeznek, valamint ugyancsak jó az oxigén ellátottsága a gyorsabb folyású síkvidéki kis vízfolyásoknak (durva mederanyag).

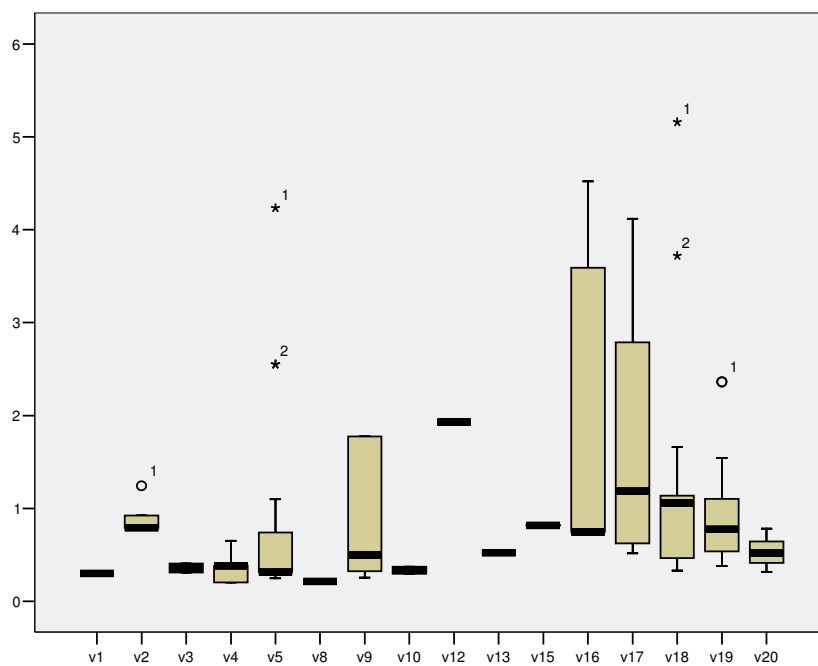
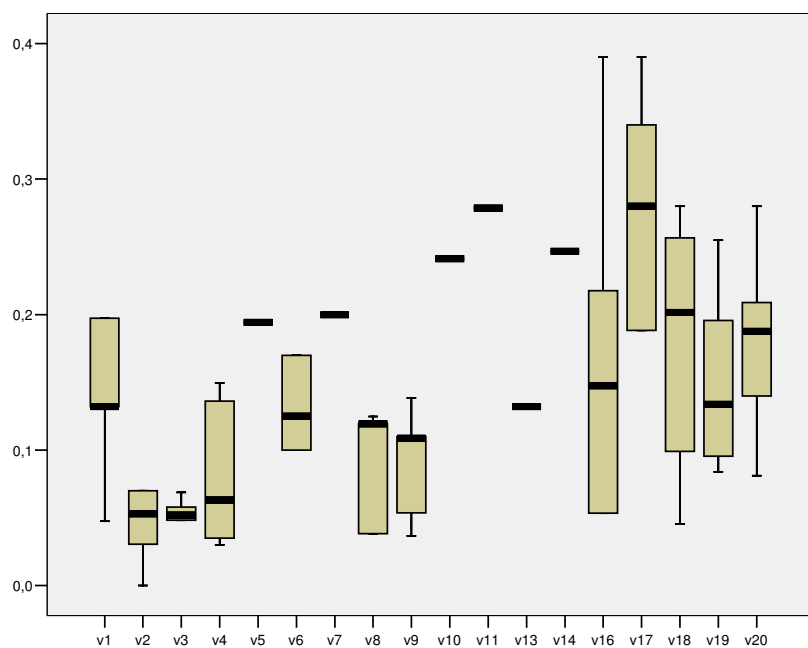


3. ábra. A KOI_{Cr} értékek alakulása az egyes típusokban.

A lassan folyó síkvidéki kis és közepes vízfolyásokban akár a természetes autoszaprobitás miatt is kialakulhatnak nagy KOI értékek (3. ábra).

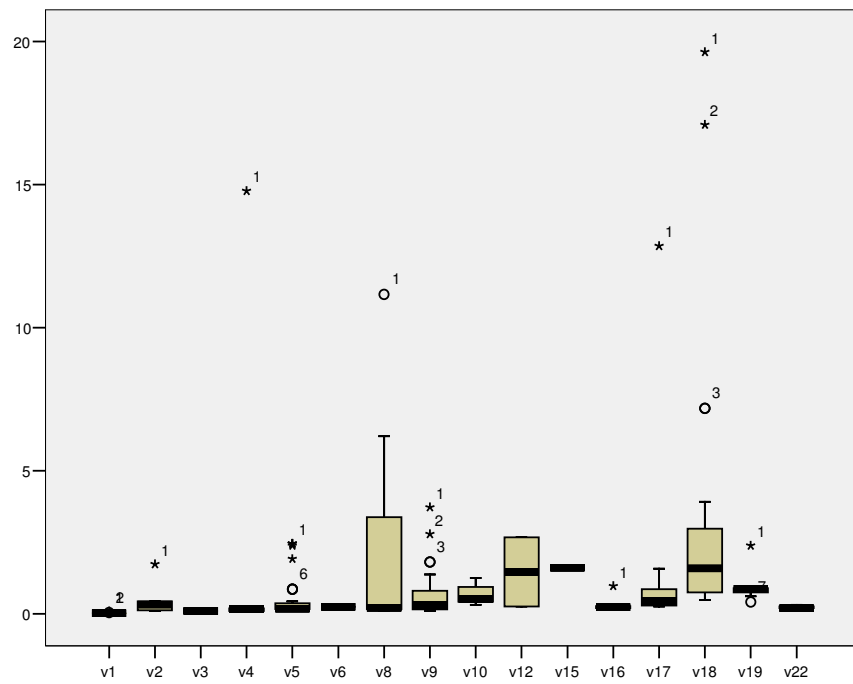
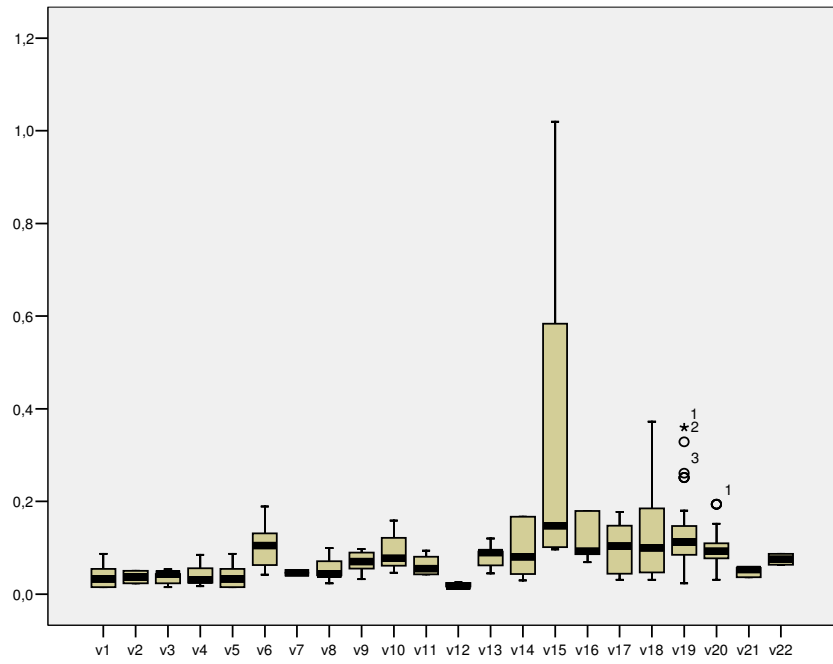


4. ábra. A PO₄-P értékek alakulása az egyes típusokban.

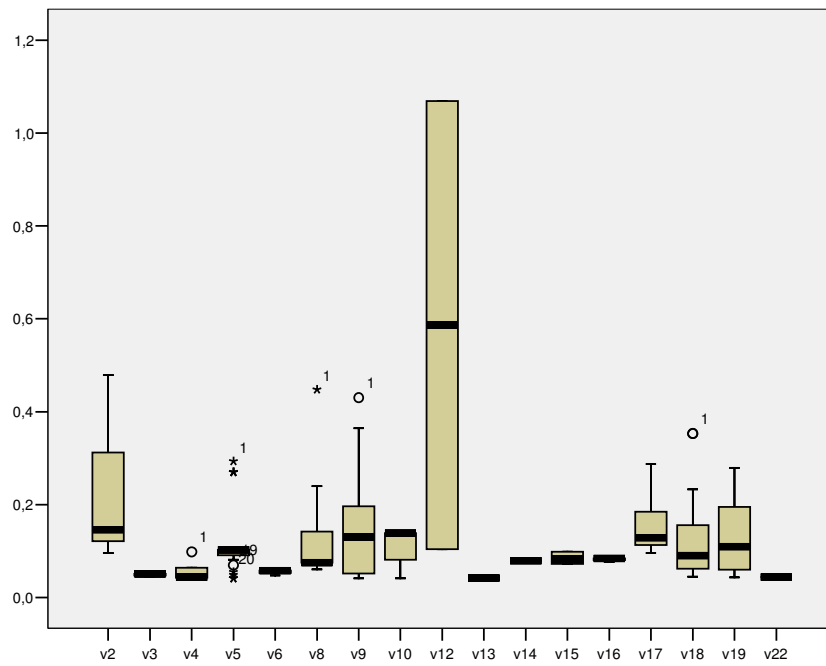
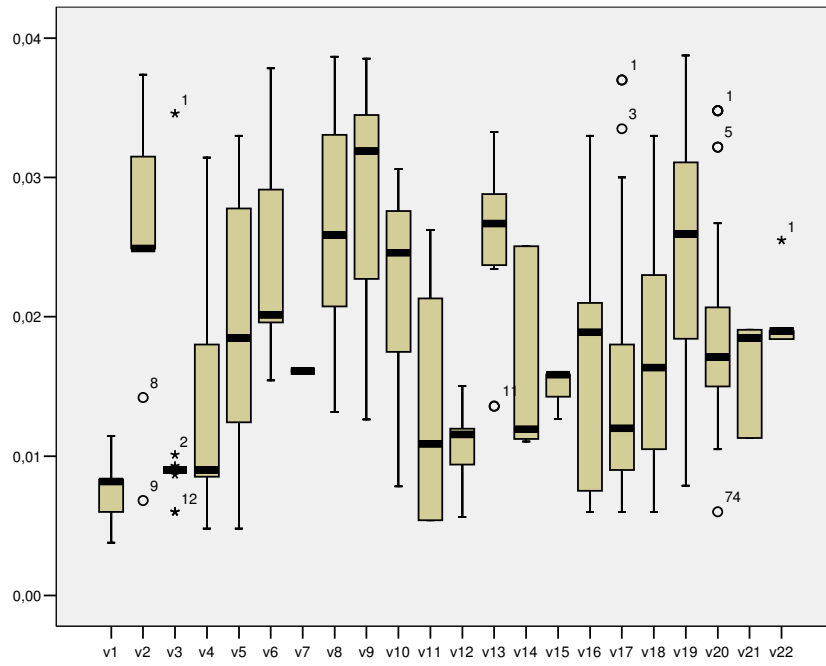


5. ábra. A TP értékek alakulása az egyes típusokban.

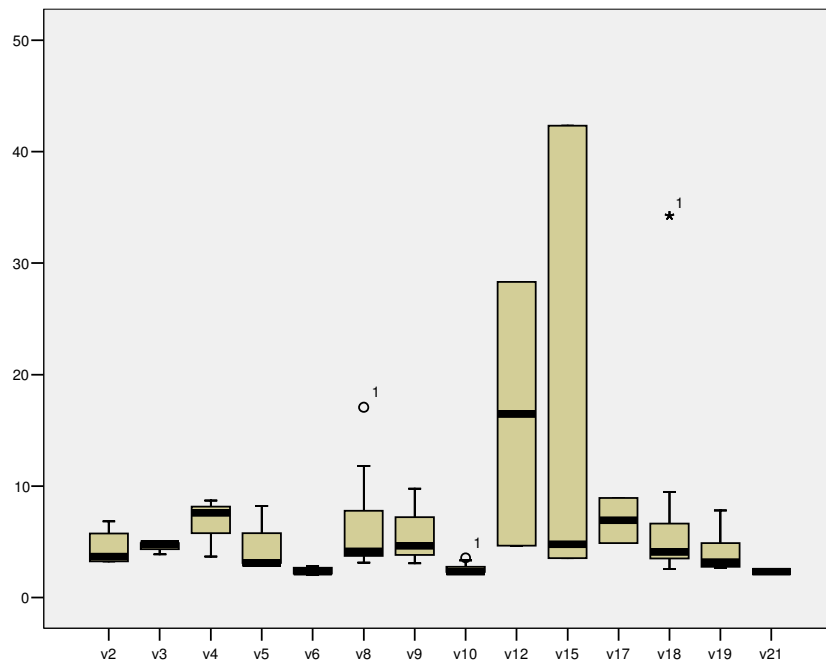
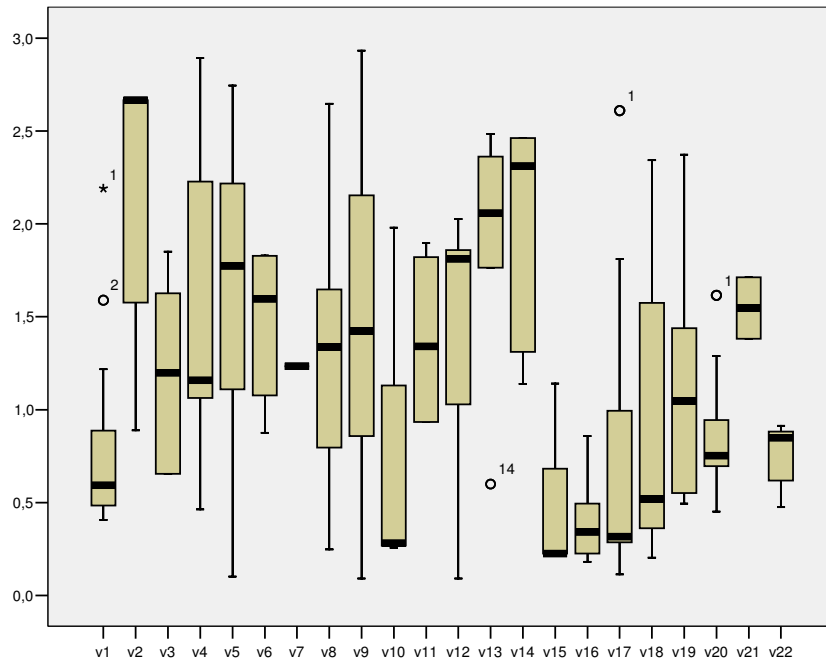
Hegy és dombvidéki gyorsan folyó vízfolyásaink esetében kisebb, a síkvidékiek esetében nagyobb foszforterhelés figyelhető meg (4., 5. ábra).



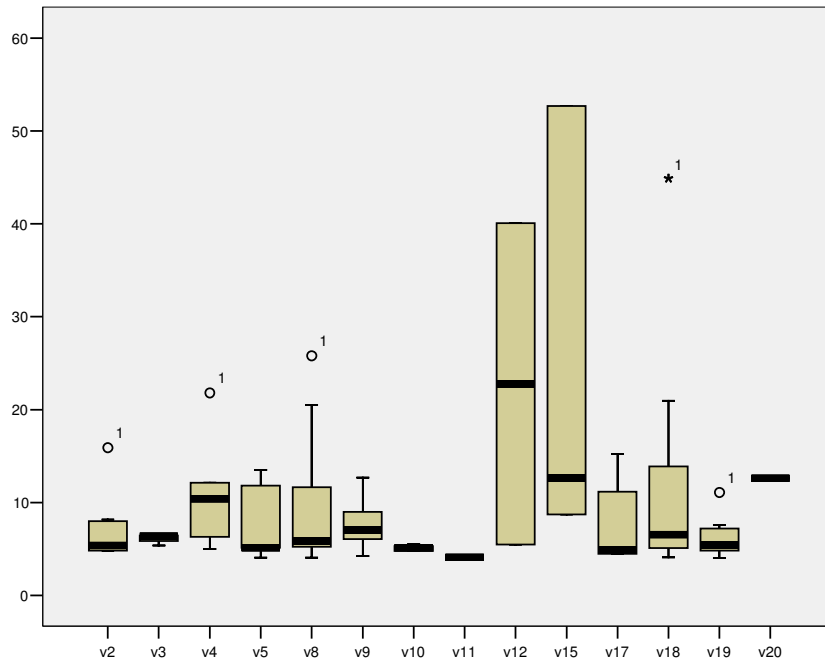
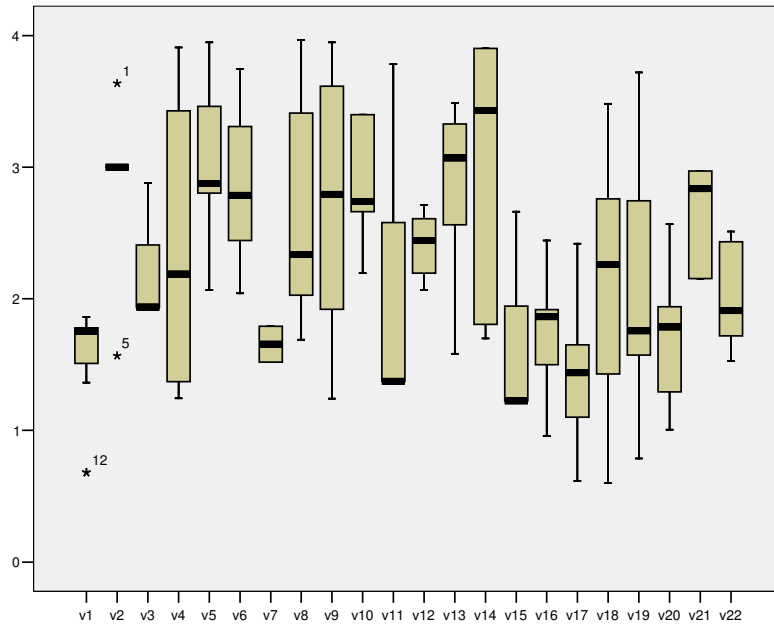
6. ábra. A NH₄-N értékek alakulása az egyes típusokban.



7. ábra. A NO₂-N értékek alakulása az egyes típusokban.

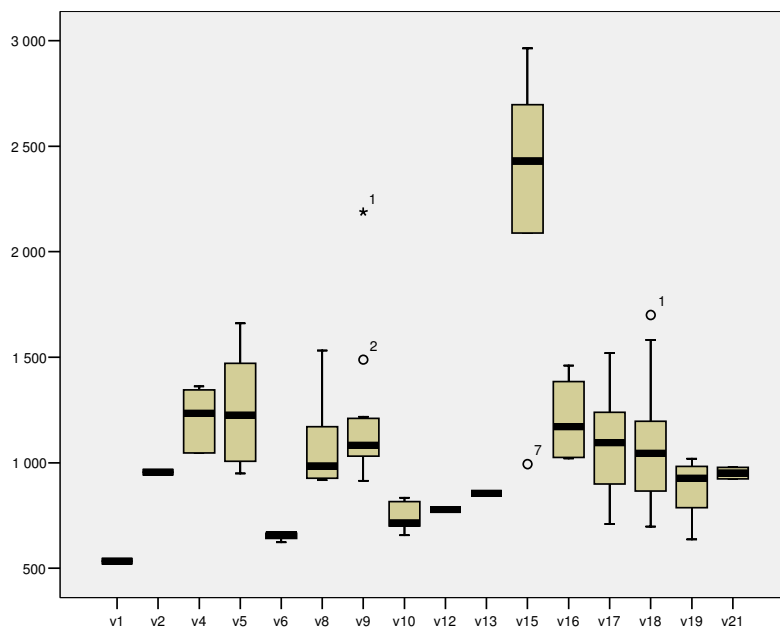
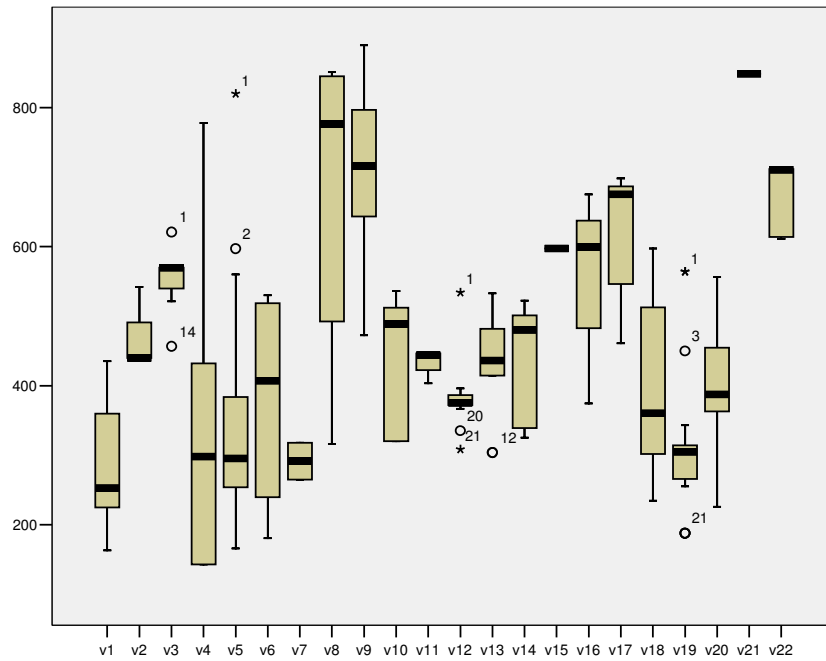


8. ábra. A NO₃-N értékek alakulása az egyes típusokban.



9. ábra. A TN értékek alakulása az egyes típusokban.

Hegy és dombvidéki gyorsan folyó vízfolyásaink esetében kisebb, a síkvidékiek esetében nagyobb nitrogénhelés figyelhető meg (6., 7., 8. 9. ábra).



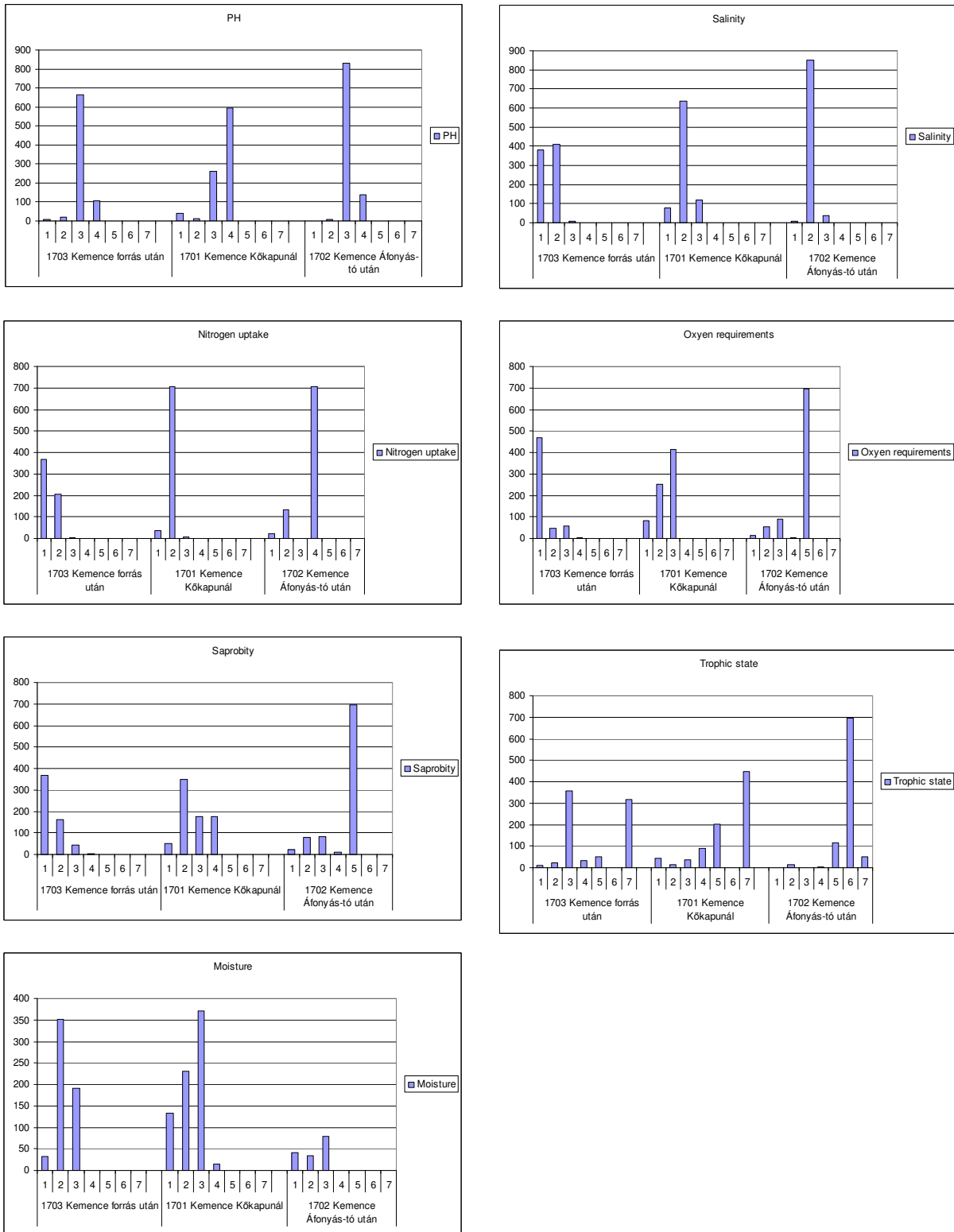
10. ábra. A vezetőképesség értékek alakulása az egyes típusokban.

A vezetőképesség értékei a gyorsabb folyású hegy és dombvidéki vízfolyások esetében kisebb, bár értéke nem feltétlenül áll összefüggésben a szennyezettség mértékével, a kőzet és talajviszonyok is nagymértékben befolyásolják (10. ábra).

2) **Esettanulmányok**

A következőkben az egyes kérdésekre adott válaszokat egy szűkebb terület adatainak elemzésén keresztül mutatjuk be, tekintettel egyes monitoring adatok bizonytalanságára. Itt a biológia bizonytalanságán túlmenően (melyet a minősítéshez kapcsolódó részben fejtettünk ki bővebben) a kémiai adatok bizonytalanságára is gondolunk amiatt, hogy a teljes adatbázis esetében csak kémiai komponensek éves átlagával tudtunk dolgozni. A következőkben bemutatunk egy elemzést arra vonatkozóan, hogy mennyiben változtatják meg a levonható következtetéseket a pillanatnyi, valamint a kémiai változók 90. percentilisével történő összevetések.

A KOVAALGA ÖSSZETÉTEL ÉS A KÉMIAI VÁLTOZÓK KÖZÖTTI ÖSSZEFÜGGÉS: KEMENCE-PATAK ZEMPLÉN



11. ábra A kovaalgák Van Dam féle ökológiai értékeinek alakulása a Kemence-patakban.

Van Dam féle ökológiai értékek magyarázata (úgy kell érteni, hogy az ábrán a fajok mekkora hányada tartozik az egyes kategóriákba)
pH:

1. <5,5
2. <7
3. ~ 7
4. főleg >7
5. csak >7 pH-t kedvelő fajok
6. indifferens

Szalinitás:

1. édesvízi fajok
2. édes és brackvízi fajok
3. brack vízi fajok

N felvétel:

1. N autotróf, kevés N tartalom mellett
2. N autotróf, kissé nagyobb N tartalom mellett
3. fakultatív N heterotróf, emelkedett N tartalom mellett
4. csak N heterotróf fajok, folyamatosan sok n tartalom

Oxigén ellátottság:

1. nagy (100%)
2. > 75%
3. >50%
4. >30 %
5. ~10%

Szaprobítás:

1. oligoszaprób
2. béta-mezoszaprób
3. alfa-mezoszaprób
4. alfa-mezo-poliszaprób
5. poliszaprób

Trofitás:

1. oligotróf
2. oligo-mezotróf
3. mezotróf
4. mezo-eutróf
5. eutróf
6. hipertróf
7. indifferens

11. ábrán látszik, hogy a forrás közelében kicsi a N tartalom, nagy az oxigén telítettség, oligoszaprobiát jelző fajok vannak többségben, mezotrófiát jelző fajok (illetve indifferens) vannak többségben. Kőkapunál valamivel nagyobb a N tartalom, olyan fajok vannak legnagyobb többségben, melyek közepes oxigéntartalmú vizet is tolerálnak, béta-mezoszaprób fajok vannak többségben és eutróf illetve indifferens fajok. Az erőteljesen horgászott Áfonyás-tó utáni szakaszon a nagy nitrogén tartalmat jelző, alacsony oxigén igényű, poliszaprobikus és hipertrófikus fajok jelentős dominanciája figyelhető meg (értékek %-ben).

KOVAALGA INDEXEK ÉS A KÜLÖNBÖZŐ KÉMIAI ÉRTÉKELÉSI MÓDOK

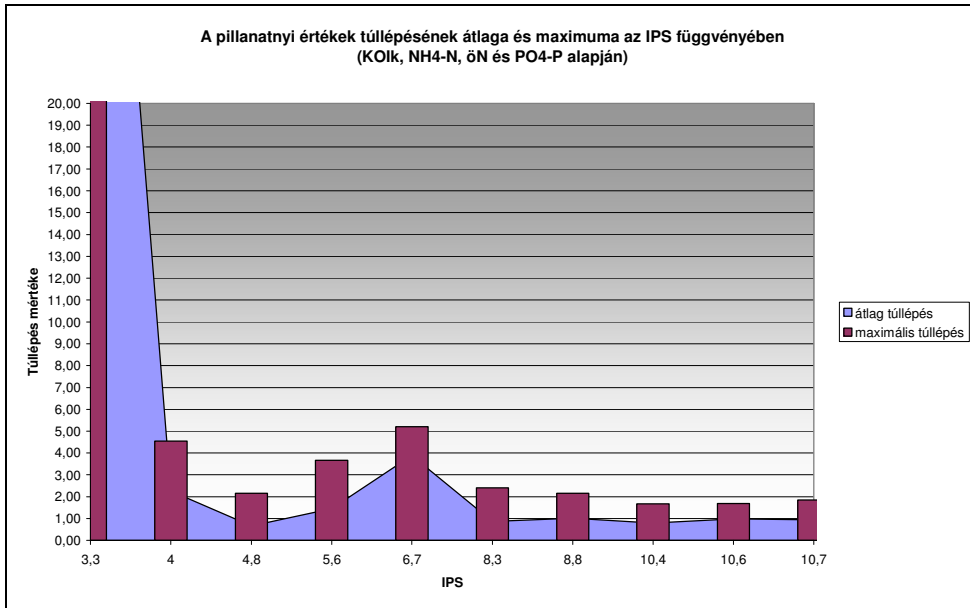
A túllépések mértékének vizsgálata

Megvizsgáltuk az egyes víztest-csoportok szervesanyag és tápanyagterhelést mutató komponenseinek jó/közepes határértékhez viszonyított túllépését. a kapott eredményeket a **4. táblázatban** foglaltuk össze.

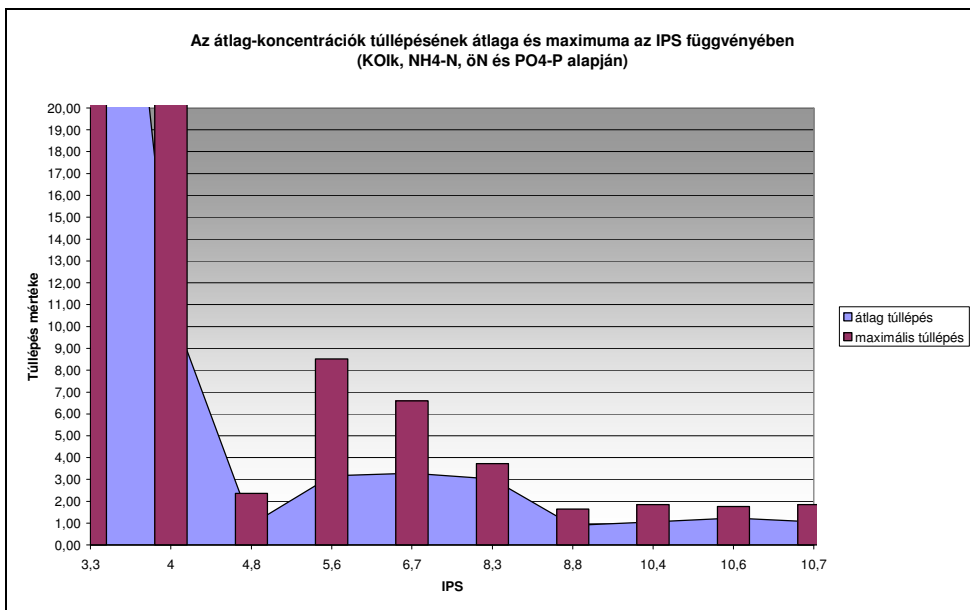
Szennyvíz-terhelést kapó víztestek

A ténylegesen szennyvízterhelést kapó víztestek esetében az átlagkoncentrációk alapján számolt túllépések minden esetben nagyok: az átlagos túllépés mértéke 3 feletti (3x-45x), a maximális túllépés értéke meghaladja a 4-et (4x-100x). Túllépéssel érintett a vizsgált komponensek nagyobb része (3-4 komponens). A pillanatnyi eredmények alapján számolt túllépések kedvezőbb képet mutatnak az átlagokból számoltnál és nem indokolják az alacsony IPS értéket.

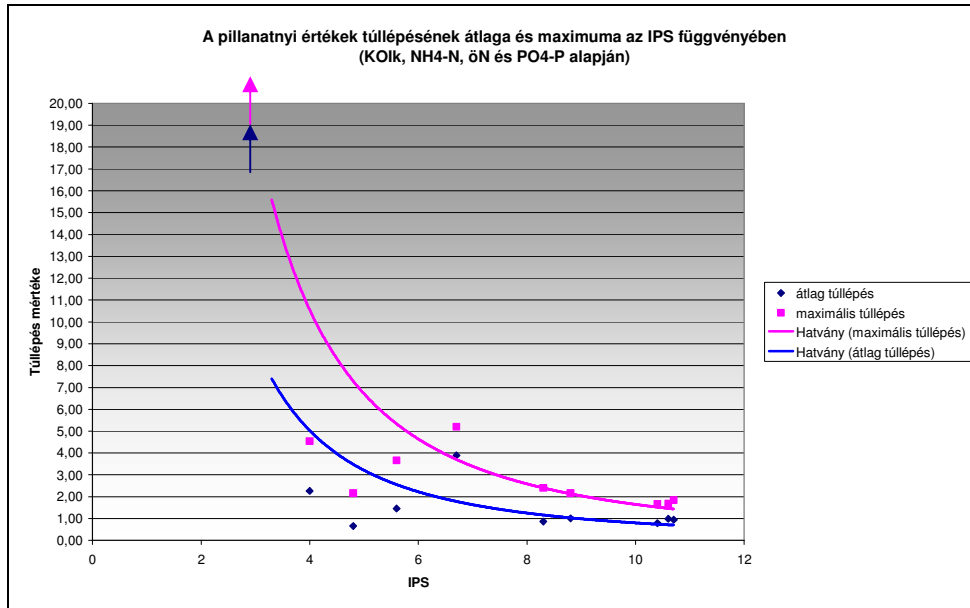
A szintén alacsony IPS értékkel rendelkező, de nem közvetlen szennyezést kapó víztestek esetében a maximális túllépés mértéke 2x, az átlagos 1x (vagyis határérték közeli). Jellemzője ezeknek a vizeknek, hogy a maximális túllépést a szerves terhelésre utaló KOI_k és tápanyagkomponensek váltakozva adják. A túllépéssel érintett komponensek száma kisebb (1-2 komponens)



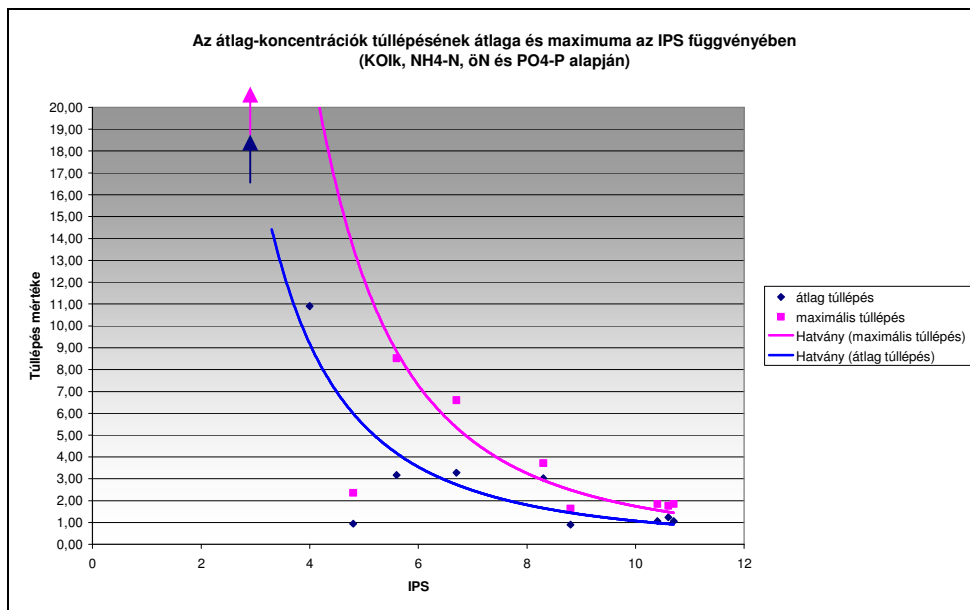
12. ábra



13. ábra



14. ábra



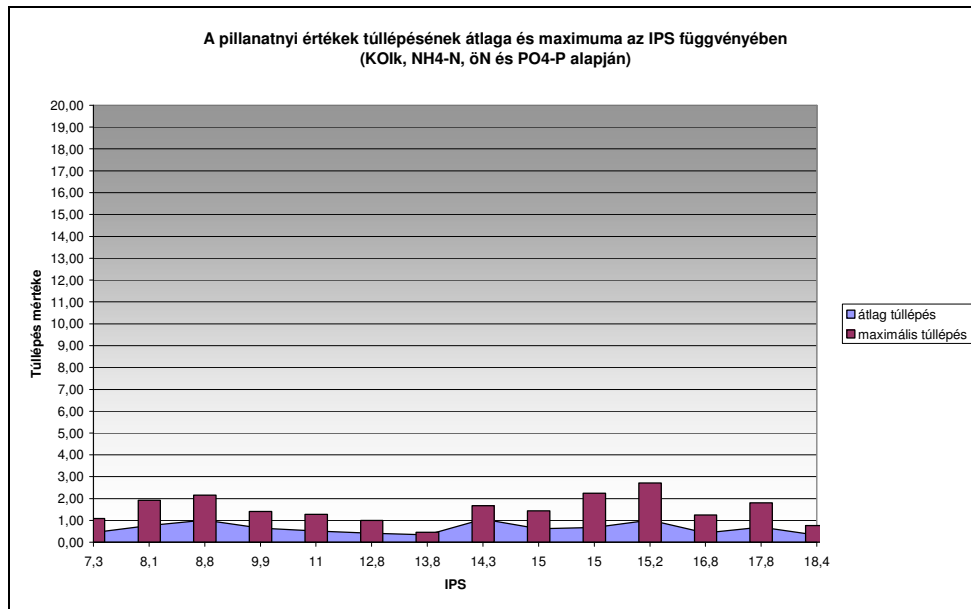
15. ábra

Időszakos vízfolyások

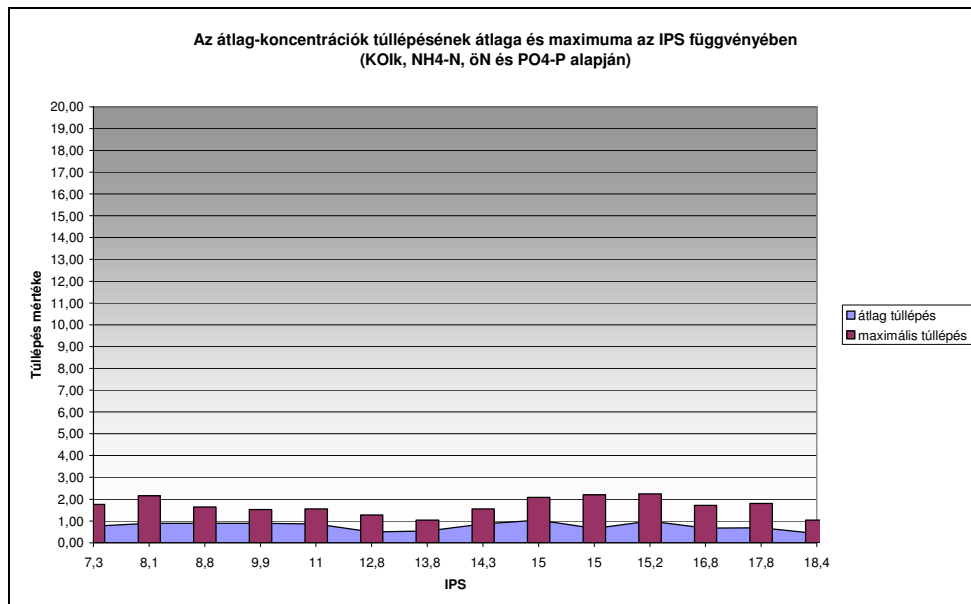
Az időszakos víztestek esetében az átlagkoncentrációk alapján számolt túllépések minden esetben kicsik: az átlagos túllépés mértéke 1 víztest kivételével 1x alatt marad (nincs túllépés), a maximális túllépés értéke 1x-2x között van. Túllépéssel általában csak 1 vizsgált komponens érintett (KOI_k) és annak túllépése is alacsony. A pillanatnyi eredmények alapján számolt túllépések hasonlóak.

Bár a kémiai komponensek túllépései kiegyensúlyozott képet mutatnak, az IPS értéke a csoporton belül nagyon változó: 7,3 – 18,4.

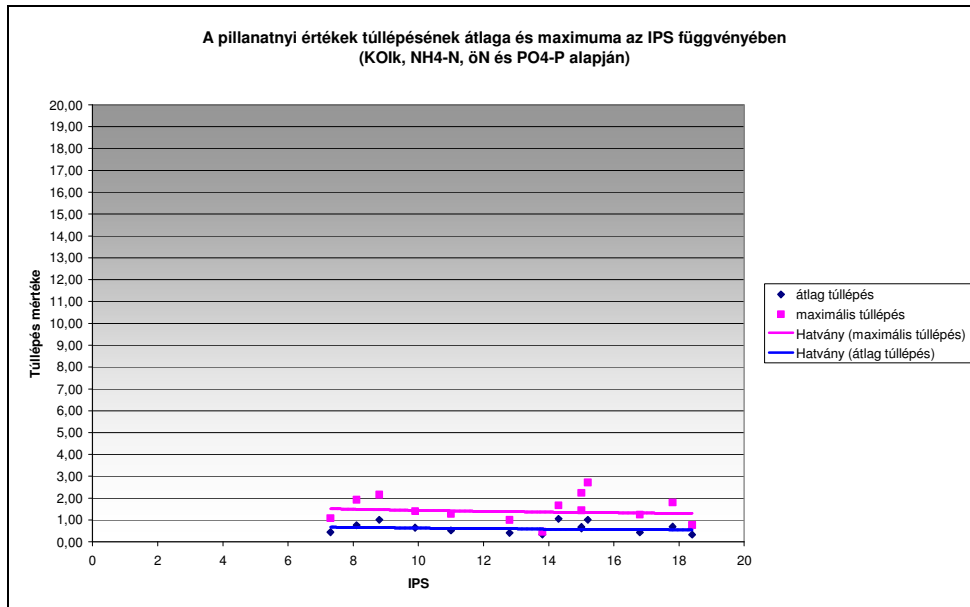
A túllépések mértékét növekvő IPS alapján a **16-17 ábrákon**, „mérethelyesen” (túllépés az IPS függvényében) a **18.-19. ábrákon** tüntettük fel. Ez utóbbi ábrákon szerepel a legjobb egyezést mutató trendvonal is.



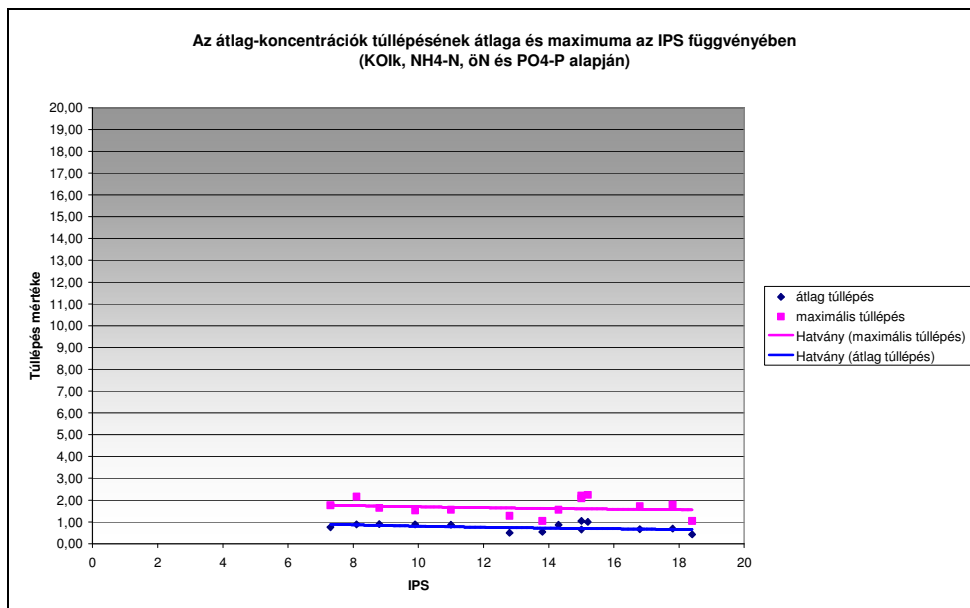
16. ábra



17. ábra



18. ábra



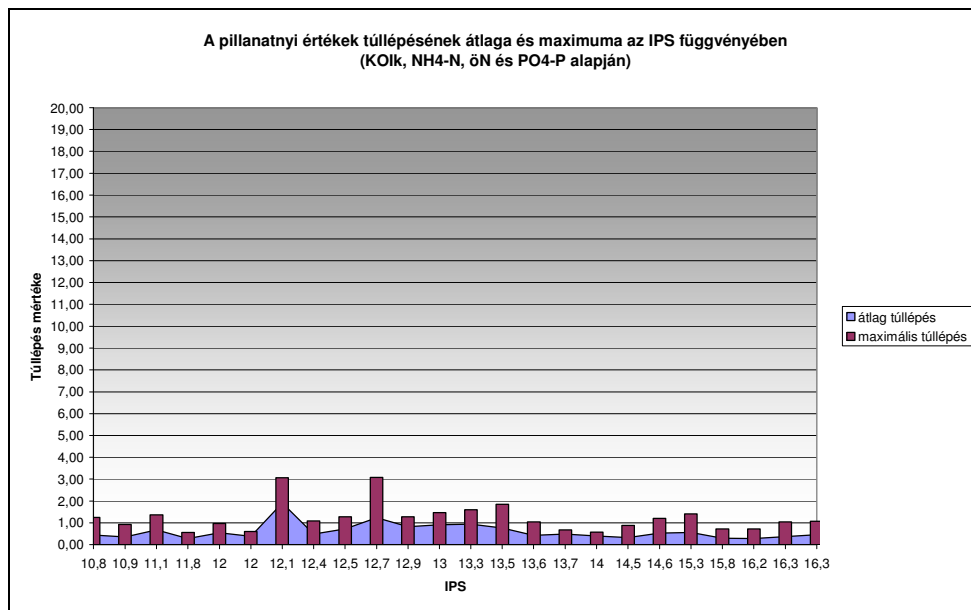
19. ábra

Nagy állandó vízfolyások

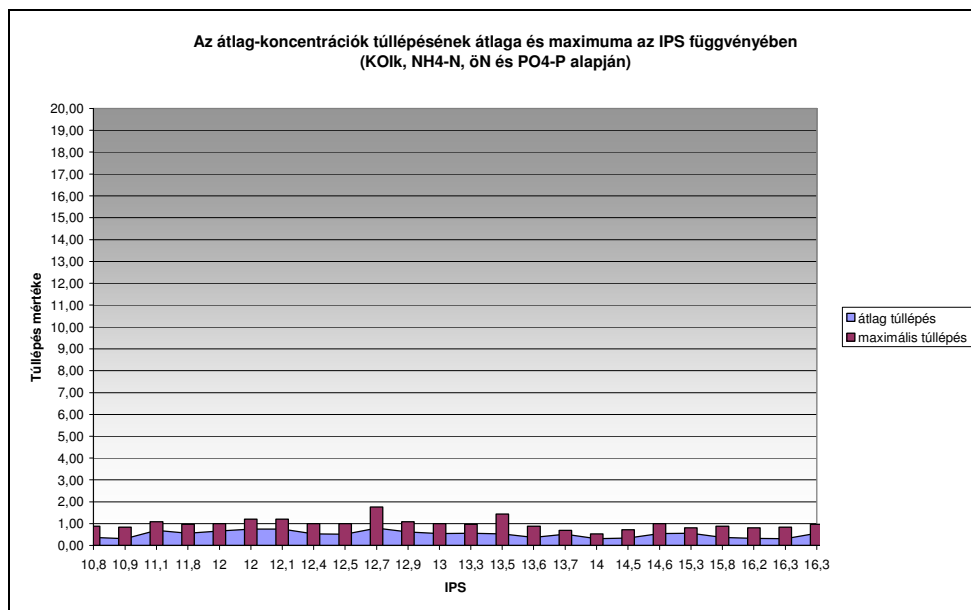
A nagyobb, állandó víztestek esetében az átlagos túllépés mértéke minden esetben 1x alatti (nincs túllépés: 0,31 – 0,79), a maximális túllépés értéke 0,5x-1,8x között van. Túllépéssel csak 1 vizsgált komponens érintett (KOI_k) és az is csak a csoportban szereplő víztestek egy részénél. A pillanatnyi eredmények alapján számolt túllépések valamivel kedvezőtlenebb képet mutatnak: a maximális túllépés mértéke két esetben eléri a 3x (egy esetben KOI_k, egy esetben PO₄-P).

Az IPS értéke 1 víztest kivételével jó és kiváló értéket mutat ($IPS > 11$). Az FTCS minősége az állóvíz-jelleg miatt ingadozik ($IPS=10,8$, de volt $13,6$ és $15,8$ is).

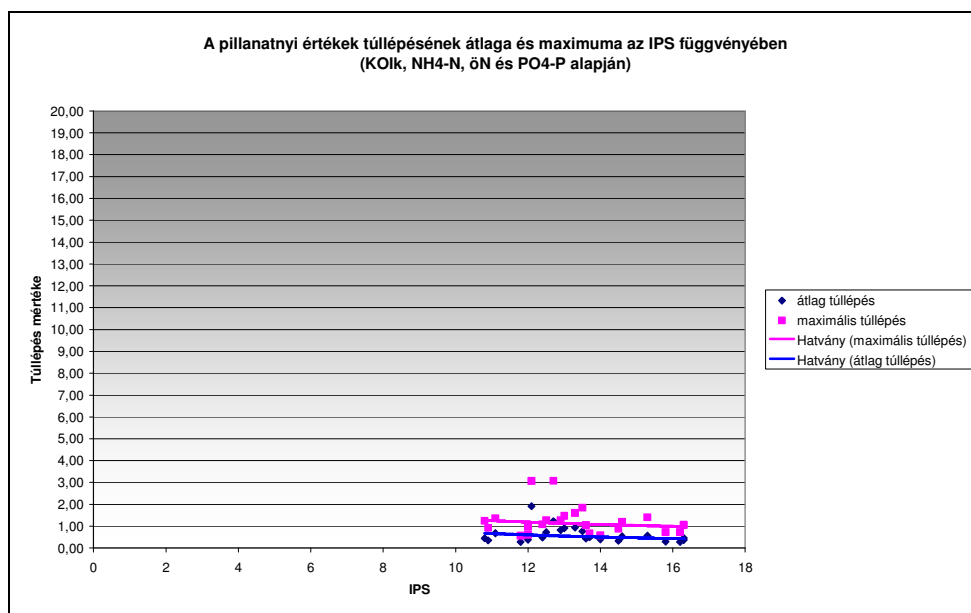
A túllépések mértékét növekvő IPS alapján a **20.-21. ábrákon**, „mérethelyesen” (túllépés az IPS függvényében) a **22.-23. ábrákon** tüntettük fel. Ez utóbbi ábrákon szerepel a legjobb egyezést mutató trendvonal is.



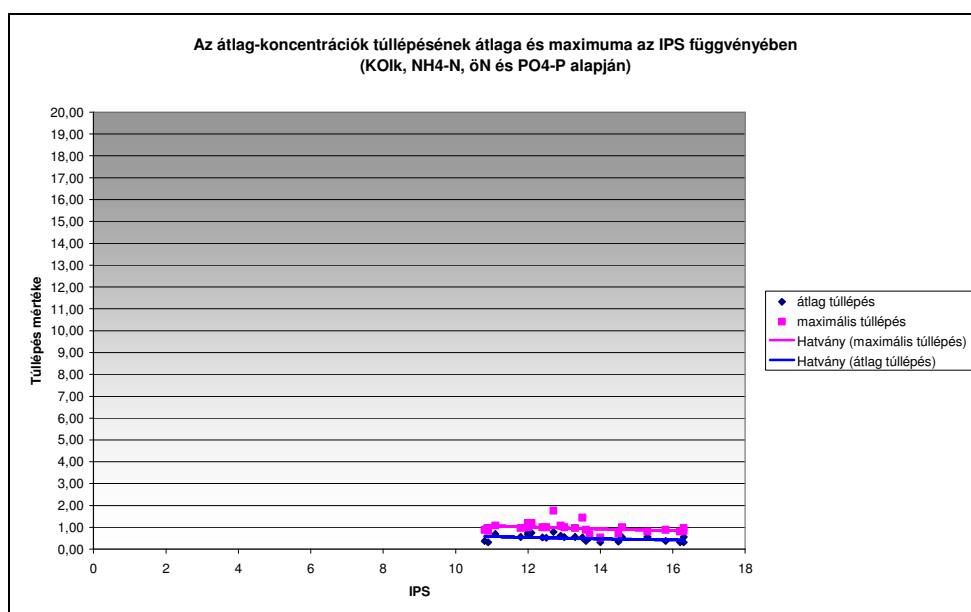
20. ábra



21. ábra



22. ábra



23. ábra

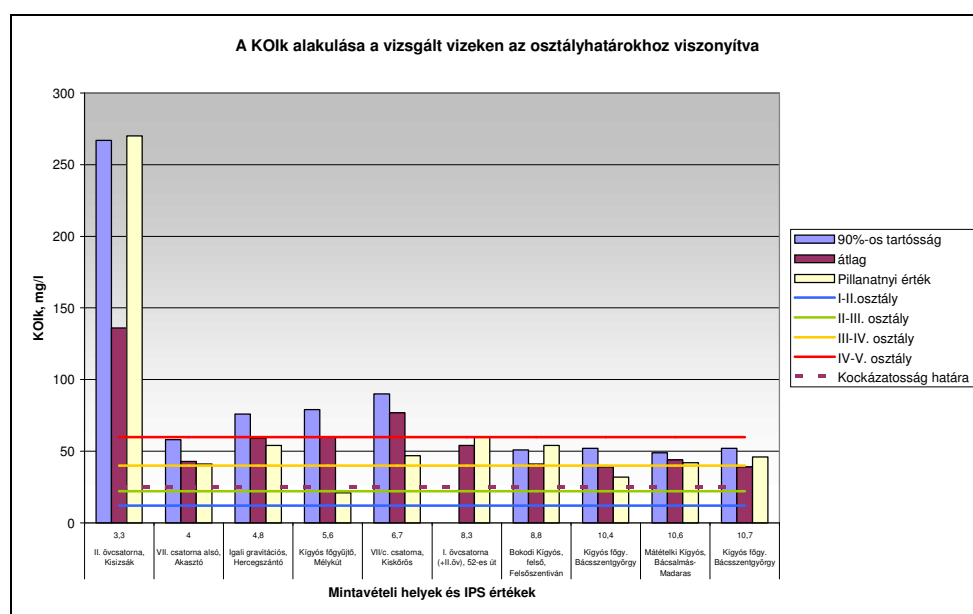
Összefoglalásképpen elmondhatjuk, hogy a kémiai eredmények és az IPS index értékeinek összevetése az igazolt terhelések esetében egyértelmű összefüggést mutatott. Más esetekben azonban az összefüggés nem egyértelmű, ezért a vizsgálatnál az átlagértékek mellett a 90%-os tartósság és a mintavételkor mért pillanatnyi eredményeket is figyelembe vettük. Az átlagnál általában magasabb 90%-os tartósság értéke jobban mutatja a víz általános kémiai állapotát, ez sok esetben nagyobb összhangban volt az IPS indexekkel (kevés eredmény esetén azonban ez a paraméter nem vehető figyelembe). A pillanatnyi eredmények jelentősen eltérhetnek az átlagtól. Kevés kémiai eredmény esetén főként a változó vízminőséget mutató kisebb vízfolyásokban, amelyek esetében szinte csak a bevonat mintavételkor, vagy az az után mért 2-4 kémiai eredmény áll rendelkezésre, nehéz az IPS és a terhelések közötti

összefüggést igazolni. Az összefüggést valószínűleg akkor lehetne igazolni, ha a bevonat-mintavételt megelőző 1-2 hónapról lenne több kémiai eredmény. Ezt az évi 26 minta kémiai vizsgálata biztosítaná, így a fitobenton mintavétel előtt mindig van néhány eredmény (2-4) a bevonat növekedési időszakából.

A SZERVES TERHELÉSEK, A FOSZFOR ÉS NITROGÉN TERHELÉSEK HATÁSÁNAK VIZSGÁLATA, EZEK ÖSSZEFÜGGÉSE A KOVAALGA-INDEXEKKEL

Szennyvíz terhelést kapó vízfolyások

Ebbe a csoportba tartoznak azok a csatornák, amelyekbe „tisztított” szennyvizet vezetnek. A problémás csatornák időszakos vagy kisebb vízfolyások, saját vízhozamuk az év nagyrésztében nem jelentős. A VII. csatorna alsó szakasza kivételével – amely a 18-as típusba sorolt, de vizét csak a tisztított szennyvíz adja az év nagyobb részében) – a 15, 16-os típusba tartoznak.

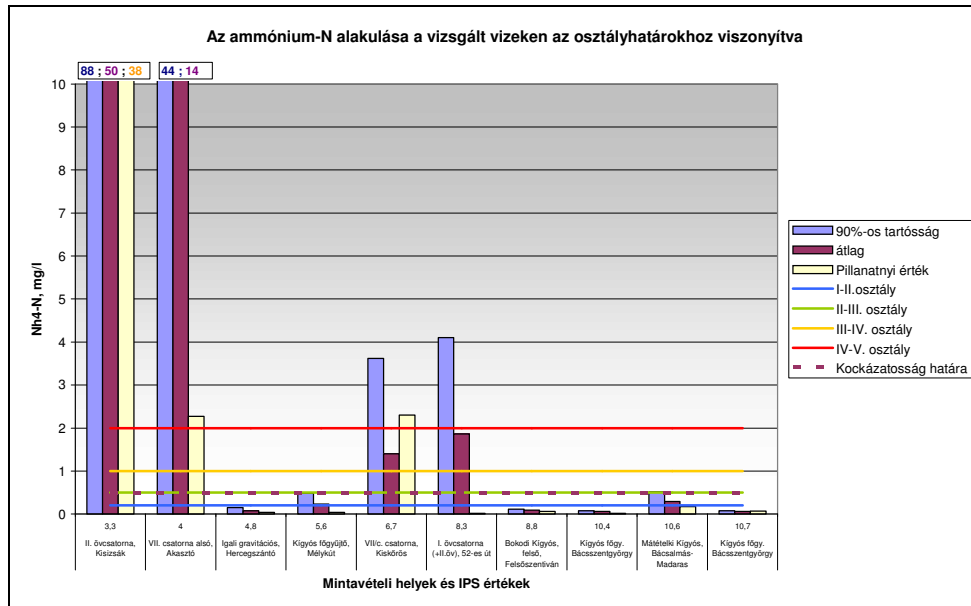


24. ábra

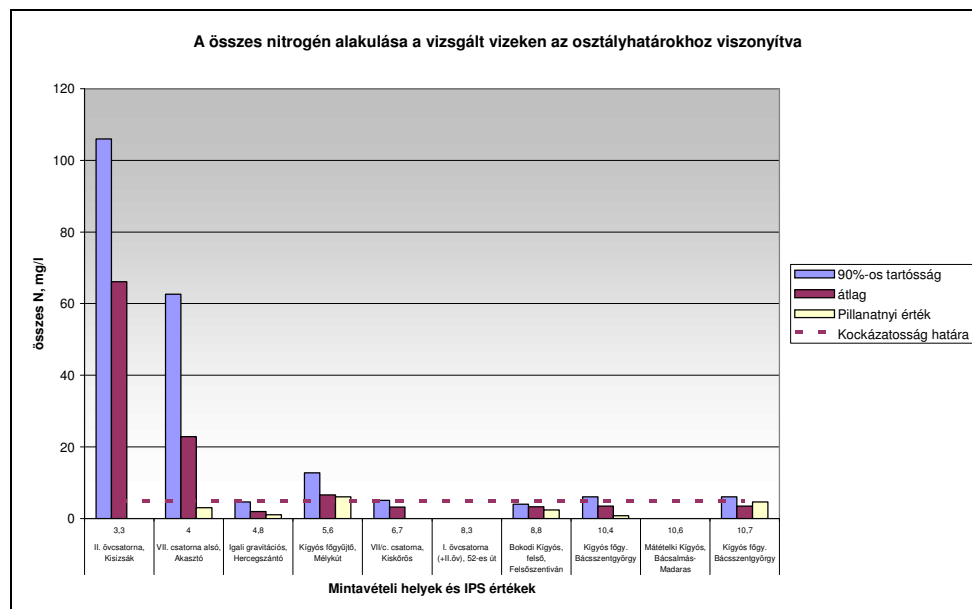
Az ide tartozó vizsgált víztestek egy csoportjának (II. övcsatorna, VII. csatorna, Kígyós, Mélykút, VII/C csatorna) IPS index értékei a legalacsonyabbak a vizsgált vizek közül (IPS: 3,3-6,7). Esetükben a kémiai oxigénigényre (KOI_k) vonatkozó átlag jelentősen meghaladja a javasolt közepes/jó határt (2,4-5,5x). Az MSZ 12749 szerinti minősítés 4-5. osztály volt, a 90 %-os tartósság alapján. A pillanatnyi értékek is meghaladták a jó/közepes határt (**24. ábra**).

A komponensek vizsgálata azt mutatta, hogy ezen víztestek esetében vagy az ammónium-nitrogén (NH₄-N), vagy az ortofoszfát-foszfor (PO₄-P) - vagy mindkettő - meghaladta a jó/közepes határt, néhány esetben ez a túllépés kiugróan magas volt (NH₄-N – 30x-100x; PO₄-P – 10x-60x). (**25., 26., 27. ábra**) Ahol szaprobítási index rendelkezésre áll, ott többségében IV., V. osztályú vízminőséget mutat: az a-mezoszaprobikustól az euszaprobikusig (MSZ 12-749, **1. melléklet**). A fitoplankton a-klorofill koncentrációja az új javasolt határérték-rendszer szerint 4-5 osztályt mutatott a legrosszabb értékek alapján, de ez mindössze 10-20 µg/l. (**6. melléklet**). Az ugyancsak szerves terhelést mutató makrozoobentosz eredményei a korábbi minősítő rendszer szerint a Magyarországra módosított BMWP pontrendszer szerint lettek értékelve. Ez csak tájékoztatás képpen használható, mert az eredmények durva és bizonytalan

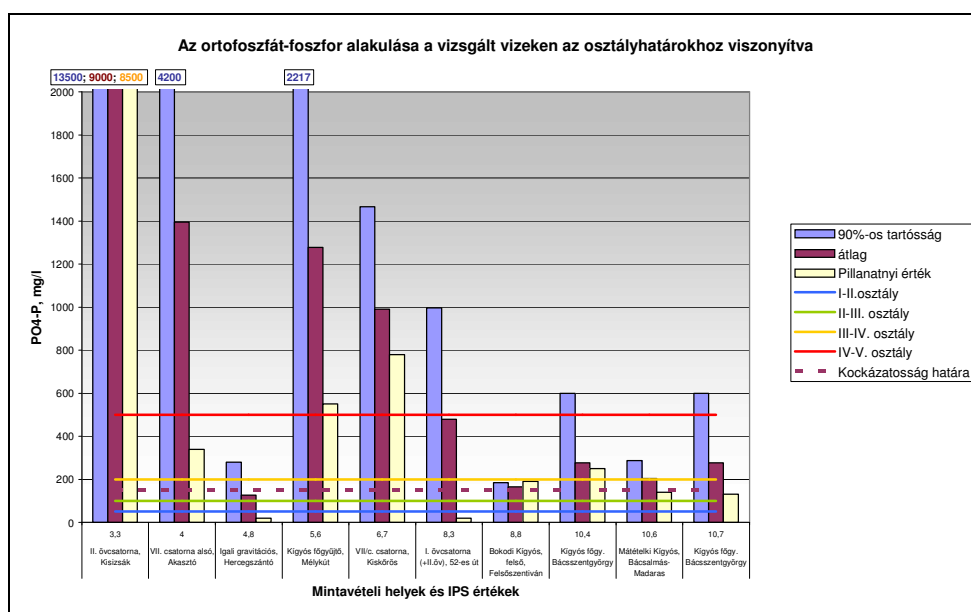
minősítőrendszert mutatnak, de ezen élőlénycsoportról nem állt más rendelkezésre. Ez alapján az eredmények a IV. A osztálytól (közepesen szennyezett), III.B-III.A osztályig (kevésbé szennyezett) változtak, nem követve a kémiai komponensek arányait.



25. ábra



26. ábra



27. ábra

Az I. övcsatorna kapja a II. övcsatorna szennyvízzel terhelt vizét, eredményei a két csatorna összefolyása alatti mintavételi helyre vonatkoznak. Még kimutatható a szennyvíztelep hatása, de már kisebb értékekkel, a KOI_k és az NH_4-N szerint kockázatos volt. Össznitrogén érték nem volt erre a mintavételi helyre.

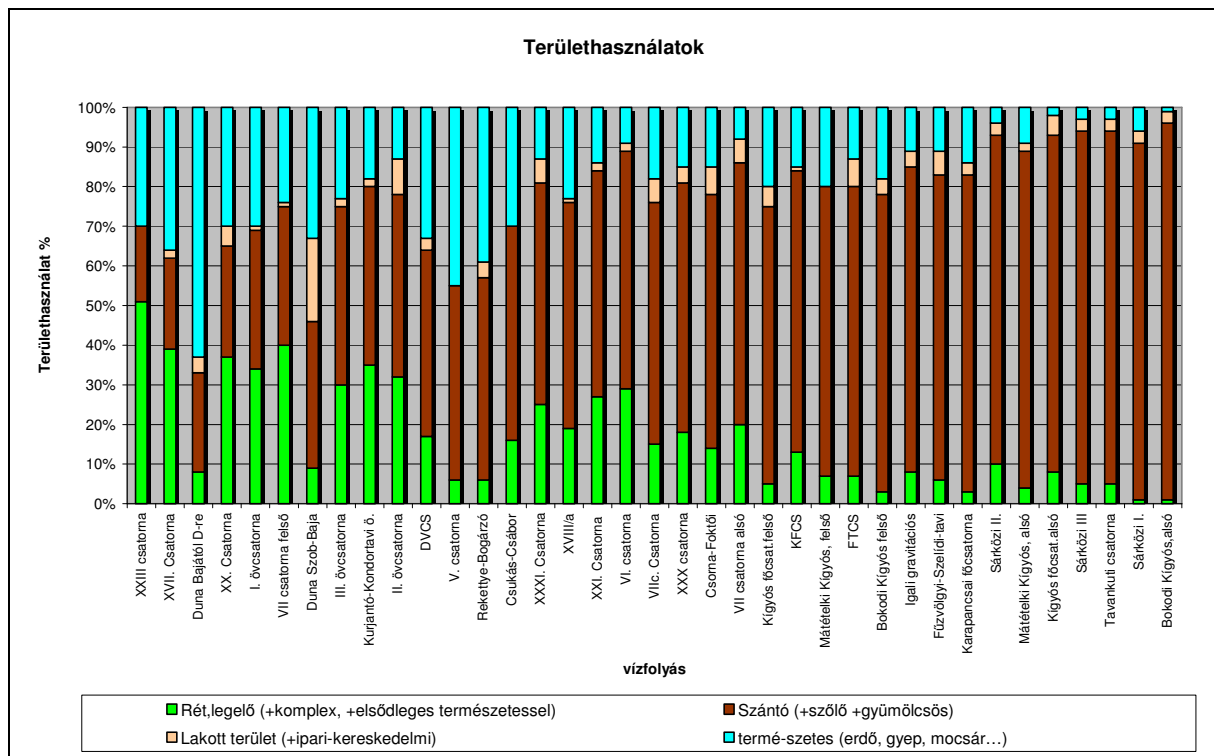
A csoportba kerülő Igali-csatorna (Hercegszántó), alacsony IPS értékét (4,8) a KOI -n kívül a többi kémiai komponens átlagértéke nem támasztja alá. Időszakos vízfolyás, az év nagy részében pangó vizű, amit a szaprobitás index jól mutat ($S=3,49$; **1. melléklet**). A bevonat fajkészletének 48 %-át a *Nitzschia palea* adta, amely szerves terhelést jelez. A többi kovaalga faj gyakorisága 9% alatti volt a mintában. A vízgyűjtőjét jelentős diffúz terhelés éri (**28. ábra**) amit a PO_4-P tartalom átlagértékei nem, de a 90% tartósság jelez (IV. osztályú volt). A tápanyag terhelést mutatta a helyenként a nagy makrofita biomassza (**1., 2-3. kép**), illetve időnként a kiugró a-klorofill tartalom. A besorolt típusához képest (16) a 90 %-os tartósság 41 $\mu g/l$, de 200 $\mu g/l$ -es egyedi érték is előfordult. Ez a környezet azonban a bevonatnak növényi tápanyagban szegényebb körülményeket teremtett. Ez lehet az oka, hogy bár a bevonat az index alacsony értéke alapján terhelt vizet jelzett, a kémiai eredmények (nitrogén, foszfor) nem jelezték azt. A példa mutatja, hogy a növényesség mutatóit együtt érdemes vizsgálni.



1. kép Az IPS=4,8 indexet mutató Igali-csatorna



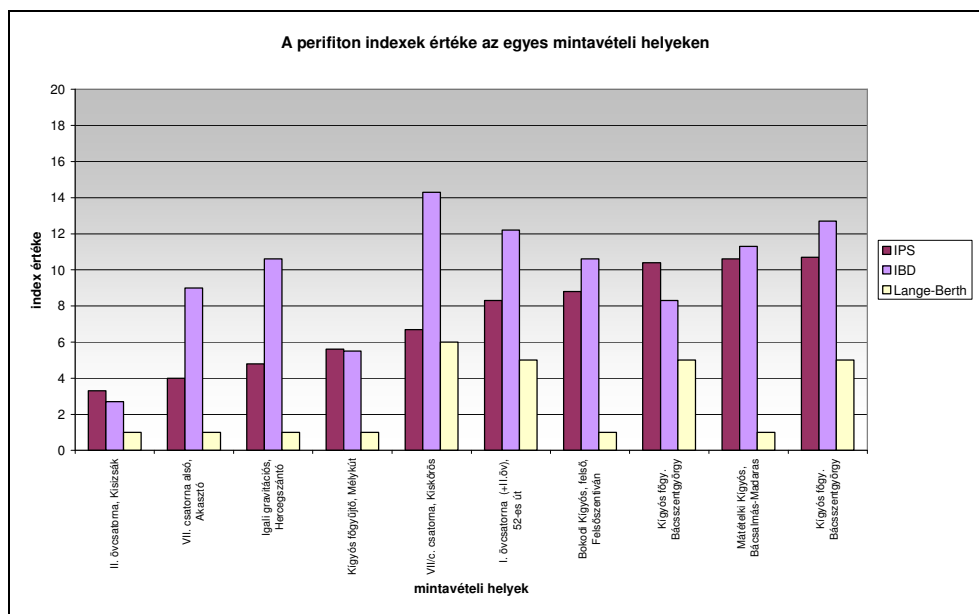
2-3. kép A kis vízfolyások makrofita borítottsága jelentős



28. ábra

A terheltebb vizek másik csoportjára (Bokodi Kígyós csatorna, Felsőszentiván; Kígyós csatorna, Bácsszentgyörgy; Mátételki Kígyós) jellemző, hogy a KOI_k -ra vonatkozó átlag meghaladja a javasolt közepes/jó határt, de már csak 1-2x-en. Az MSZ 12749 szerinti minősítés nem érte el az V. osztályt egyik esetben sem. A KOI -n kívül a PO_4 -P mutató 1-2x-es túllépést minden esetben. Az IPS értéke ezekben a vizekben 8,8-10,7 közötti volt, jelezve a terhelést (29. ábra). A szaprobitási index egy esetben IV. osztályt, a többiben III. osztályt mutatott. A Bokodi- és a Mátételki –Kígyós csatornára nem jellemző a fitoplankton (makrofitával benőtt csatornák), a Kígyós főgyűjtő alsó szakaszán viszont alkalmanként kiugróan magas klorofill értékek is előfordultak (400-600 $\mu\text{g/l}$), jelentős tápanyagterhelést mutatva.

A makrozoobenton vízminőségi indexe (BMWP) alapján a vízminőség IVa-IIIa osztály között változott (közepesen szennyezettől kevésbé szennyezettig) (1. melléklet).

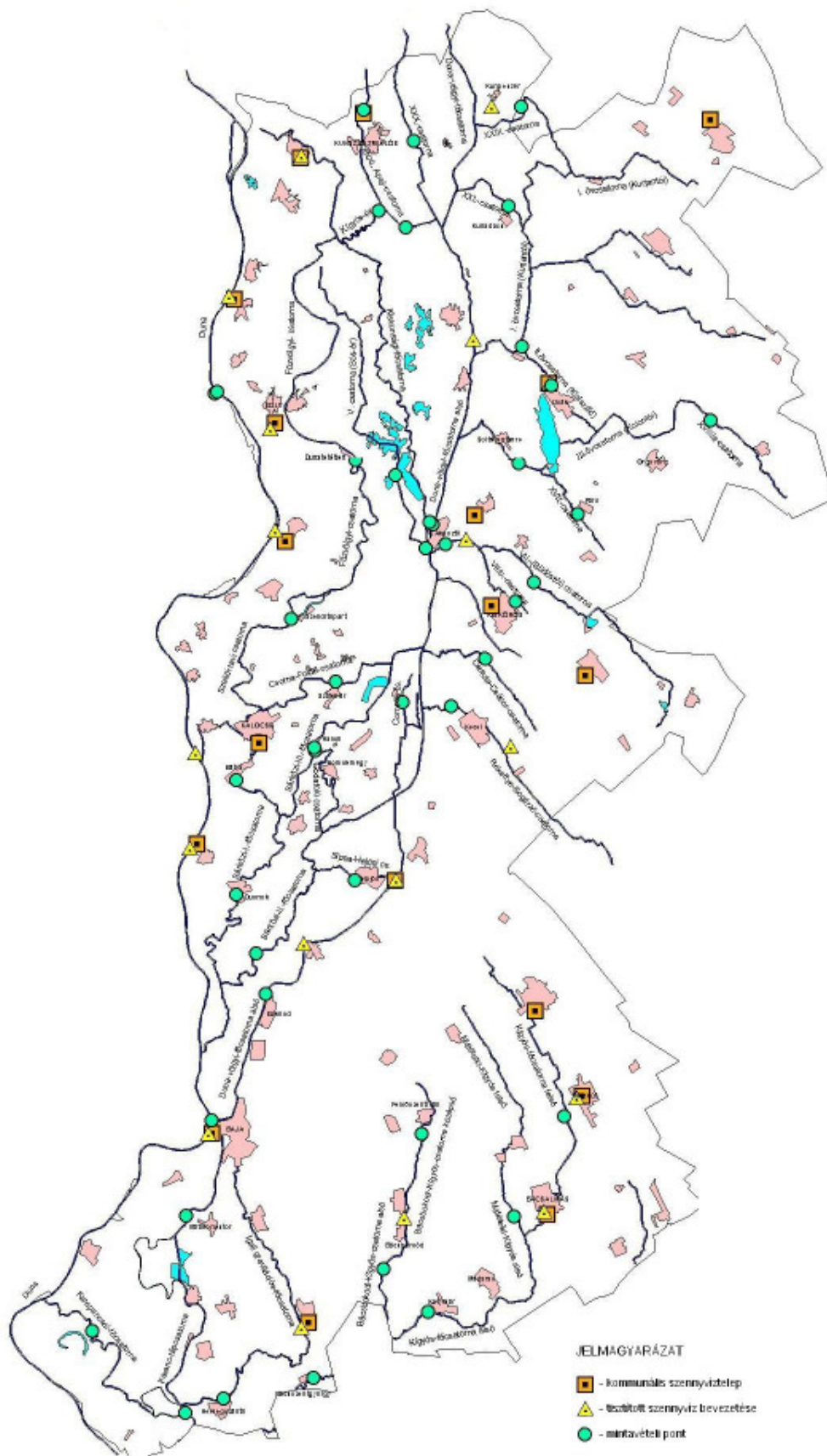


29. ábra

Az Omnidia program által szolgáltatott indexek közül az IPS-en kívül a szerves tápanyag terhelést jelző IBD-t és az ugyancsak szerves szennyezést mutató Lange-Bertalot értékeit hasonlítottuk össze. A terhelést kapó vízfolyásoknál a szerves terhelés mértékét a legjobban az IPS index követi (7., 8., 9., 10. melléklet). Az IBD értéke néhol a terhelés ellenére magas (VII. csatorna, Akasztó; VII/c.csatorna, Kiskőrös; I. övcsatorna). A Lange-Bertalot a legszennyezettebbeket jól követte, de a többinél erősen váltakozott (29. ábra).

Kémiai eredmények által is igazolt szennyvíz bevezetés hatása az indexekre

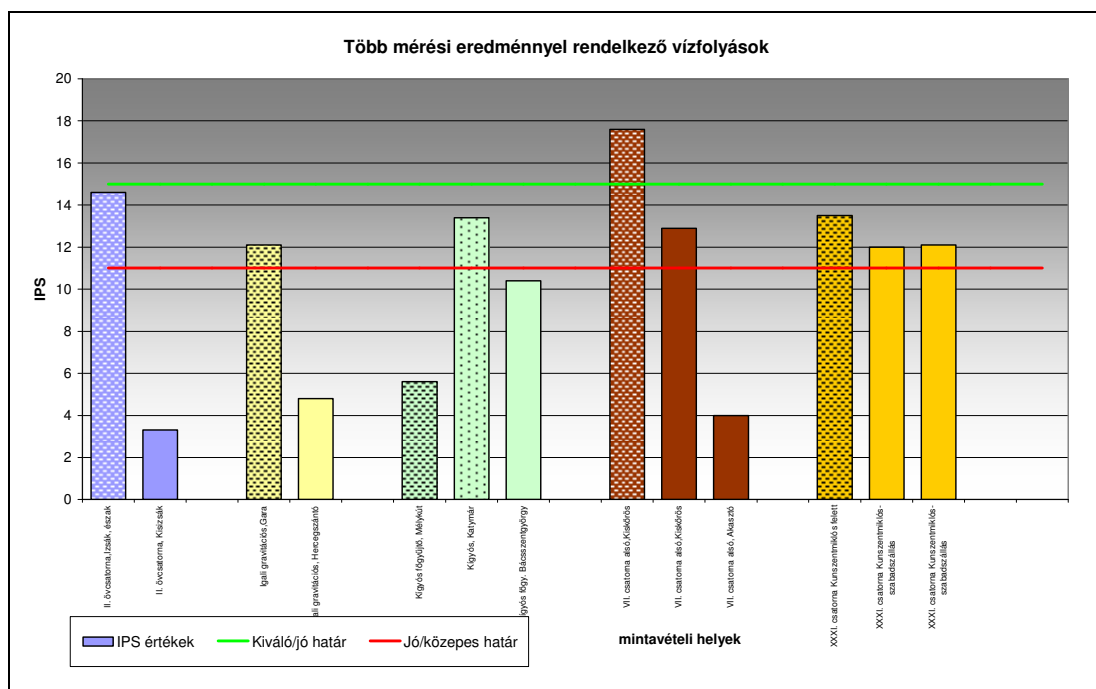
A szennyvízterhelés hatását mutatták a bevezetések alatt és felett vett minták eltérő eredményei (4., 5. kép). A II. övcsatorna eredményei ezt jól tükrözik. Az Izsák-Észak mintavételi hely a szennyvízbevezetés felett kb 1 km-re található (30. ábra). A pillanatnyi kémiai eredmények a fitobentosz mintavétel idején alacsonyok voltak, az IPS magas (14,6, 31. ábra). Megjegyzendő, hogy az átlageredmények, de különösen a 90%-os tartósság értéke azt mutatja, hogy kiszáradó állapotban a befolyó szennyvíz a mintavételi helyig visszaduzzadhat. (33., 34. ábra). Különösen ezeknél a labilis vízjárású, időszakos vízfolyásoknál lennének fontosak a perifiton mintavétel előtti 1-2 hónap kémiai eredményei, amelyek ténylegesen a kialakuló bevonat környezetének értékeit mutatják (az évi 2-4 kémiai vizsgálat, amely a bevonat mintavétellel egyidőben és utána történt, ezt nem mindig tükrözte). A szennyvíz-bevezetés alatti mintavételi hely IPS értéke 3,3 (Ez a kémiai eredményekkel is összhangban van: 5. melléklet). A kémiai értékelését lásd fent.



30. ábra. ABajai Felügyelés területének vízfolyásai a mintavételi helyekkel és a fontosabb szennyezőkkel.



4-5. kép A II.-övcatorna a szennyvíz-bevezetés felett és alatt



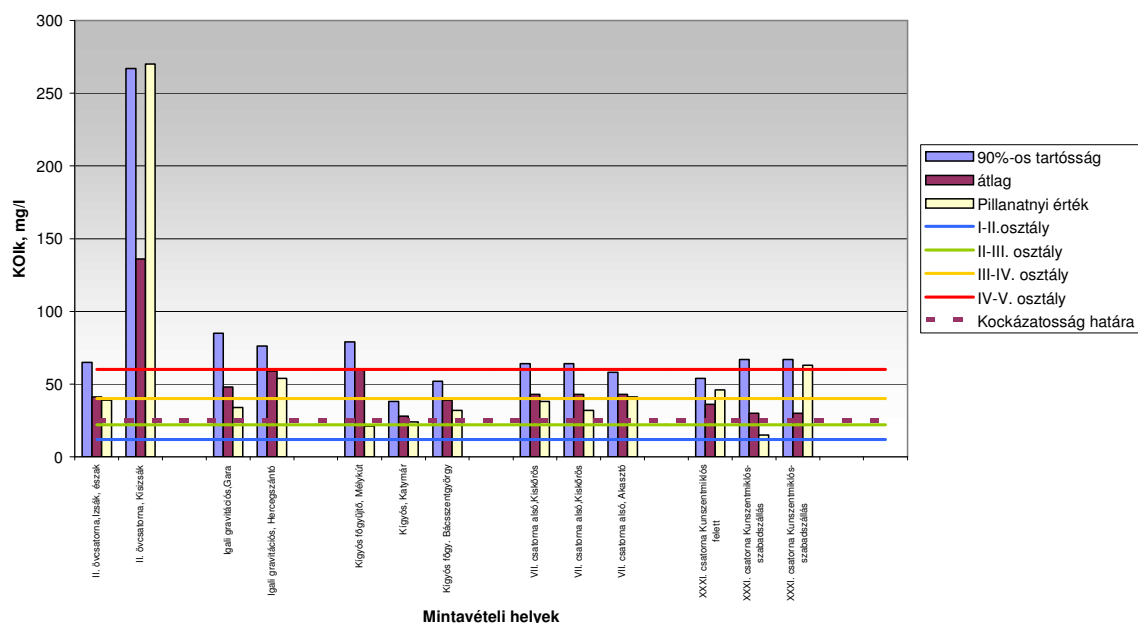
31. ábra

Látványosan mutatják a különbségeket a VII.-csatorna Kiskörös-Izsáki út mintavételi hely és az Akasztó-Csengőd szennyvíztelep szennyvízbevezetése utáni hely (Akasztó, közúti híd) eredményei. A bevezetés felett az IPS 12,6-17,1 között változott. A kémiai eredmények közül – mint időszakos kiszáradó csatorna – csak a KOI_k bizonyult kockázatosnak, a többi komponens nem. Akasztónál a szennyvízbevezetés alatt az index értéke 4,0 volt, a KOI_k mellett igen magas volt az ammónium, az összes nitrogén és az ortofoszfát koncentrációja is. (A kémiai vizsgálatok eredményének értékelését lásd fent.)

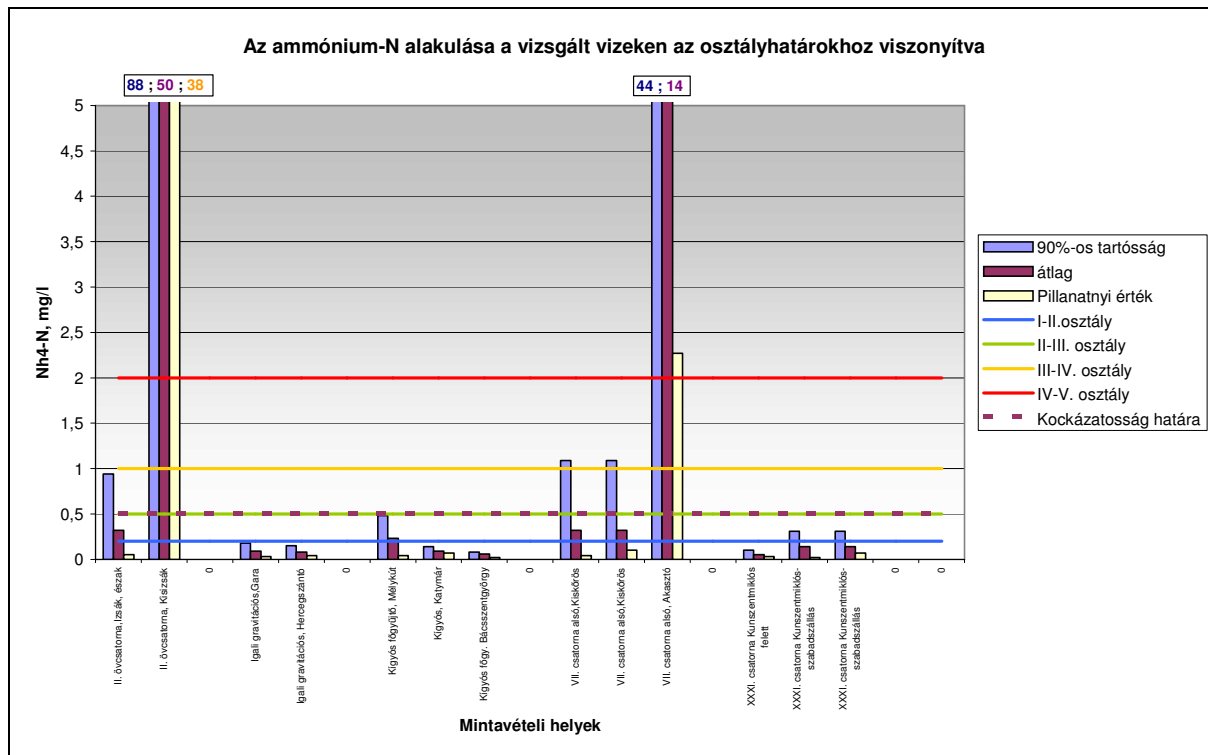
A Kígyós-főcsatorna mélykúti, felső szakasza fogadja be Mélykút szennyvizét és szennyezett belvizeit. A felső szakaszon még időszakos vízfolyás vízhozamát ezen a területen sokszor a beemelt belvíz határozza meg. Az IPS értéke 5,6 a mintavétel alkalmával. (31. ábra). A katymári és bácsszentgyörgyi mintavételi helyek a vízfolyás alsó szakaszán vannak. Katymár után a csatorna kilép az országból, áthalad Regőce (Szerbia) településen, ahol a mérési eredmények alapján szennyezés éri és Bácsszentgyörgynél visszatér Magyarország területére. Katymárnál az IPS értéke 13,4, Bácsszentgyörgynél 10,4. A kémiai eredmények is tükrözik ezt az állapotváltozást (32., 33., 34., 35. ábra). A KOI_k , az összes nitrogén és az ortofoszfát is azt mutatja, hogy a Mélykúttól Katymárig kimutatható minőségjavulás Bácsszentgyörgyig az IPS index-szel párhuzamosan újra minőségromlásba megy át, amit a határérték-túllépések mértéke is mutat.(4. táblázat)

A XXXI.-csatornán a Kunszentmiklósi szennyvíztelep felett és 8 km-rel a szennyvíztelep alatt is történtek vizsgálatok. (30. ábra). A szennyvíztelep hatása ennél a vízfolyásnál is kimutatható: a minőségromlás mértéke sokkal kisebb, mint az előzőekben emített vízfolyásoknál, ami a XXXI.-csatorna nagyobb vízkészletéből és állandó voltából következik. Az IPS érték a szennyvíztelep feletti mintavételi helyen 13,5 volt, a szennyvíztelep alatti szakaszon 12, illetve 12,1 volt az index értéke. (31. ábra). Az enyhe romlást a kémiai eredmények is mutatják. (32., 33., 34., 35. ábra). Kismértékben nőtt az ammónium és az összes nitrogén eredménye, az ortofoszfát-ion koncentrációja alapján pedig kockázatosná vált a vízfolyás.

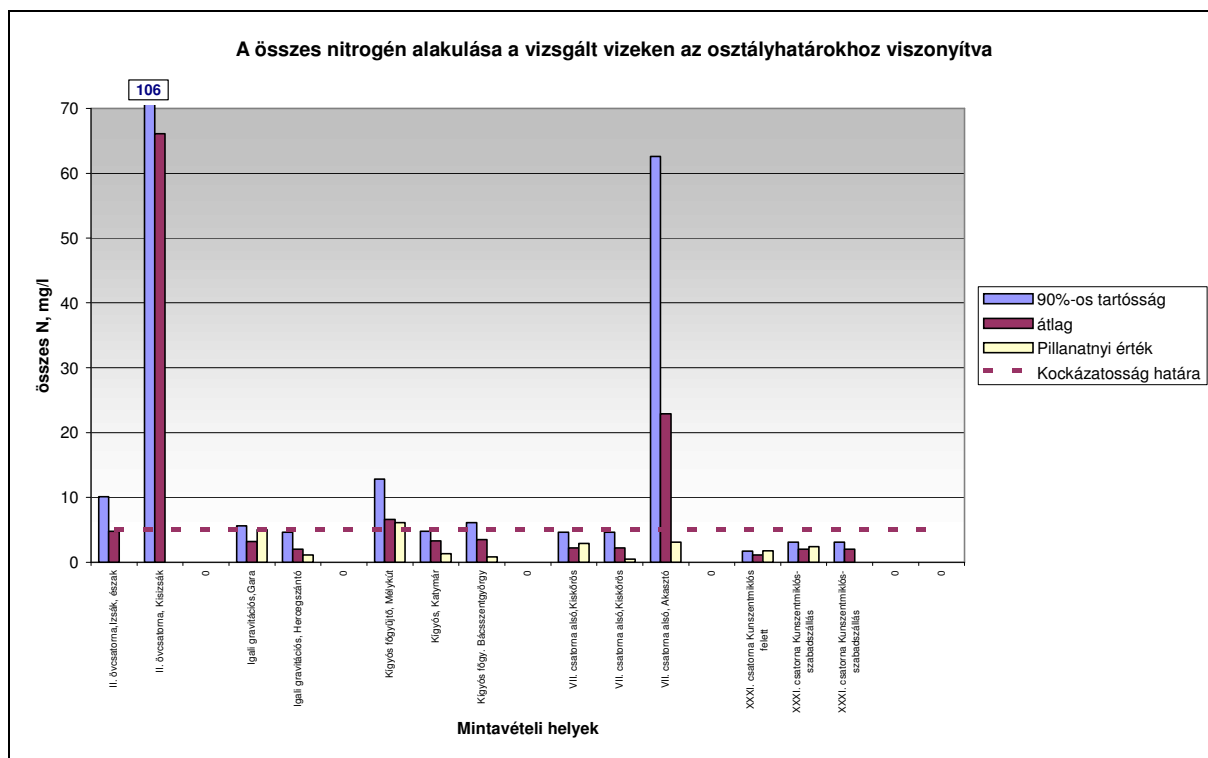
A KOI_k alakulása a vizsgált vizeken az osztályhatárokhoz viszonyítva



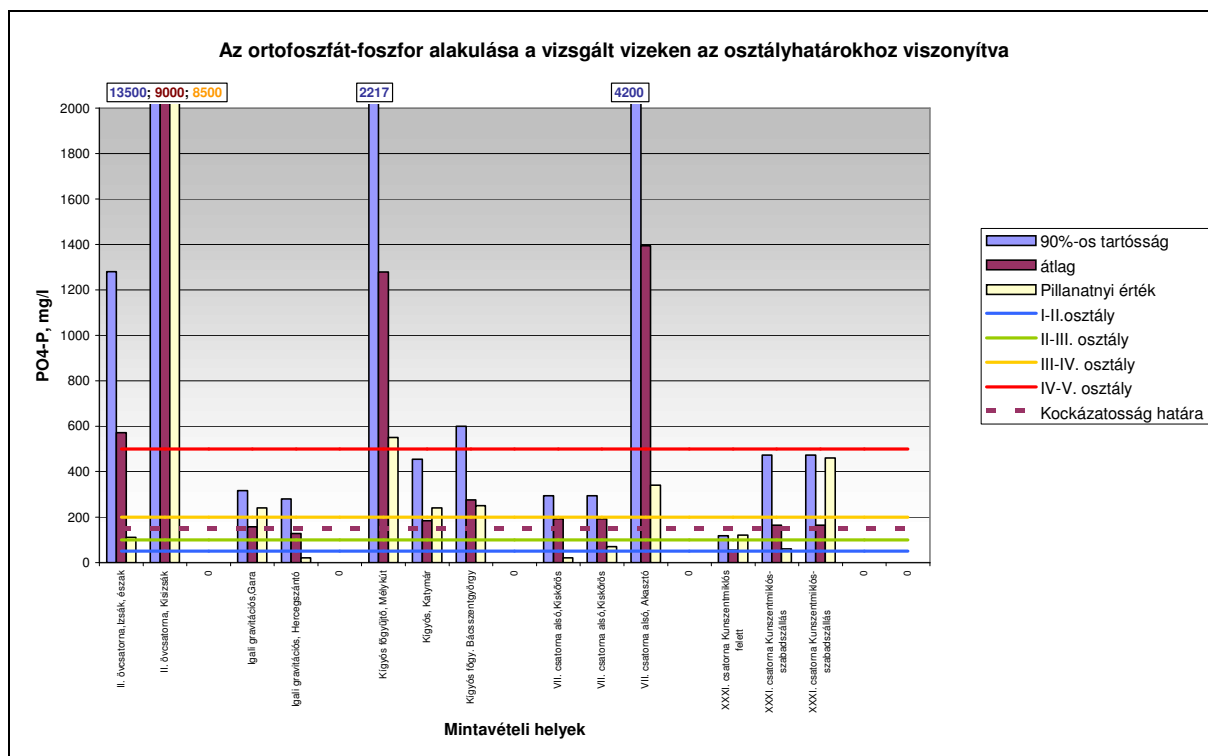
32. ábra



33. ábra



34. ábra



35. ábra

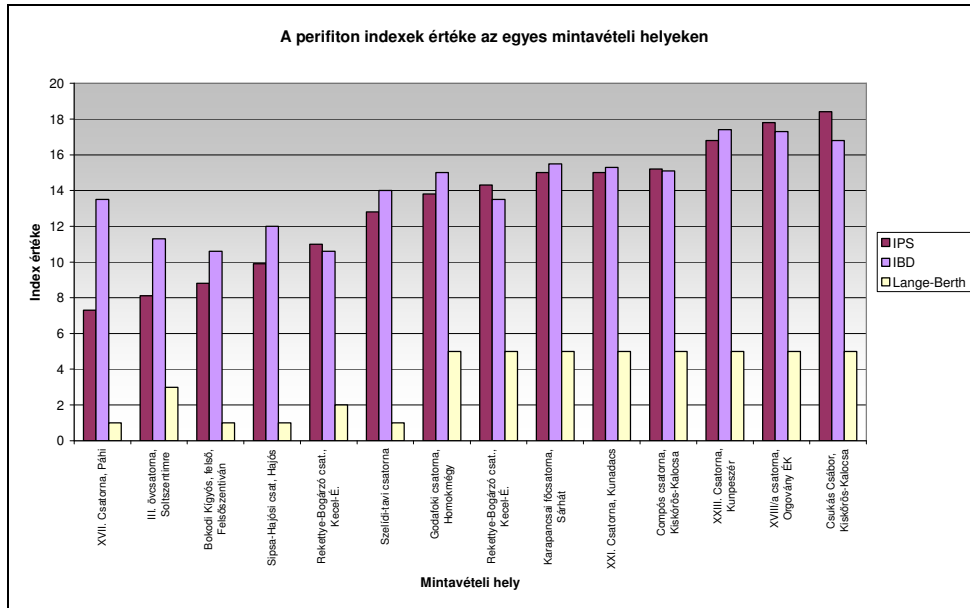
Időszakos és kisebb állandó vízfolyások

A Duna-Tisza közti terület kis vízfolyásai, főként a Homokhátság vízfolyásai általában időszakosak, a 15-16-os típusba soroltak. Néhány területünkön lévő kisebb állandó vízfolyás a víztest-összevonások következtében nagyobb víztesthez (18 típusú) lett hasonlítva (Sipsa-Hajósi-, Compós- és Godafoki- csatornák a „Sárközi II. főcsatorna és csatornái” víztesthez, a Szelidi-tavi-csatorna a Fűzvölgyi-csatornához) (30. ábra). Az összevonások után kapott típus (18) állandó vízfolyást jelez. Ennek az említett kisebb csatornák megfelelnek, mivel mesterségesen vízutánpótlást kapnak, így nem időszakosak, de jellegüket tekintve kis vízfolyásnak tekinthetők, ezért itt tárgyaljuk őket.

Állapotukat tekintve ez a csoport heterogénnek tekinthető, igazából a bizonytalan vízellátottságuk, kiszáradó jellegük teszi őket azzá (6-8. kép). Az IPS indexek értékei változatosan alakultak, van köztük a jó állapotot el nem érő (IPS=7,3), és kiváló állapotú is (IPS=18,4, 36. ábra).

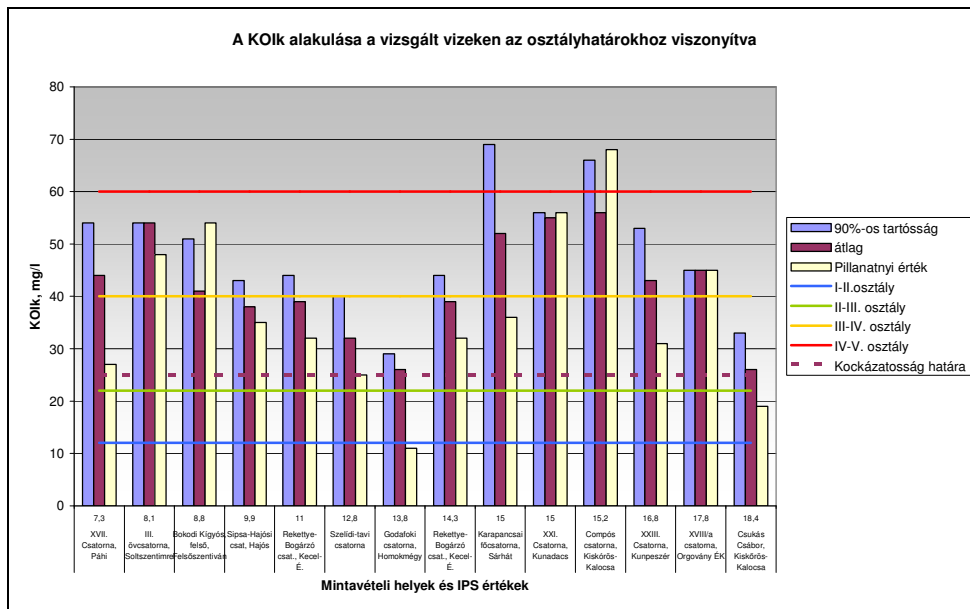


6-8. kép Az időszakos III.-övcSATORNA, XVIII/a és Compó- csatorna

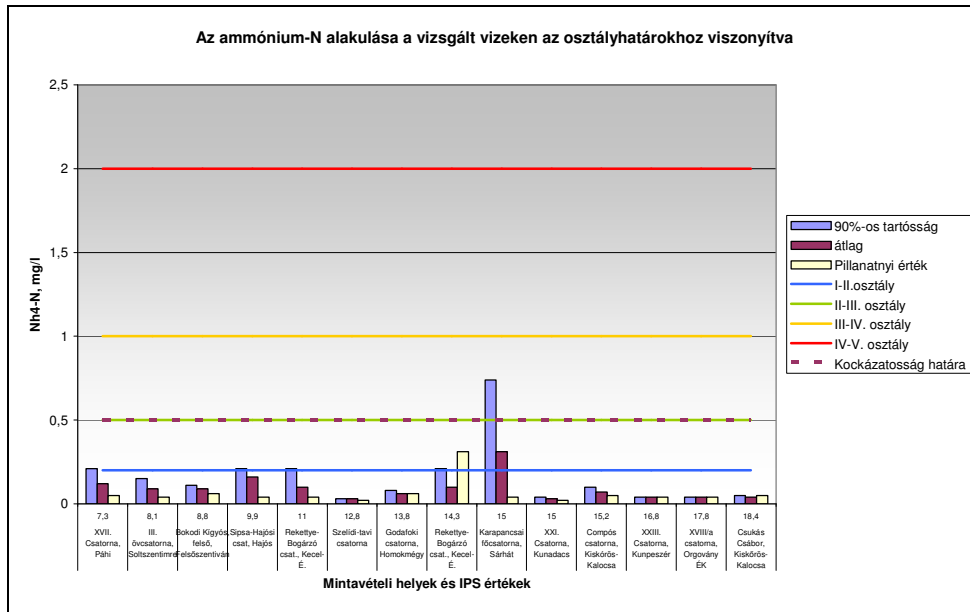


36. ábra

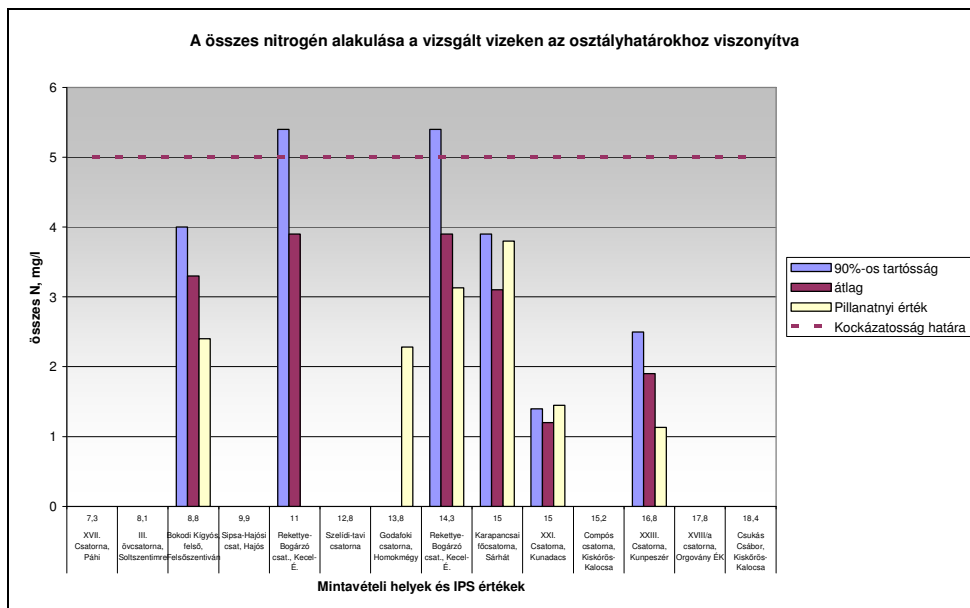
Közös jellemzőjük, hogy a KOI_k értékei mendegyiknél meghaladják a jó/közepes határt (37. ábra), értékük azonban max. 1-2x túllépést mutat (4. táblázat) szemben a terhelést kapó vizek 3-5x átlagos túllépésével. A többi kémiai mutató alapján nincs kockázatosság (38., 39., 40. ábra).



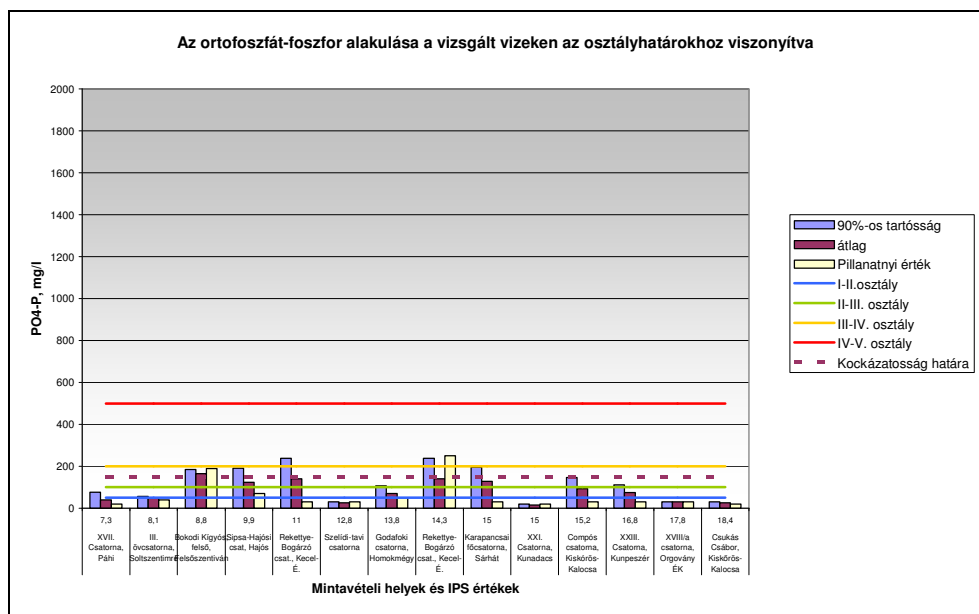
37. ábra



38. ábra



39. ábra



40. ábra

A tapasztalat az, hogy a mintavételkor mért pillanatnyi kémiai értékek eléggé eltérhetnek az átlagtól és 90%-os tartósságtól. Ahol van elegendő adat, az átlag, de különösen a 90% tartósság jobban jellemzi a kis vízfolyást, mint a pillanatnyi érték. Megmutatja, hogy általában milyen szokott lenni, annak ellenére, hogy pillanatnyilag éppen kedvezőbb minőségű az áthaladó víz. Az IPS indexek jobban tükrözik az első kettőt (leginkább a 90 %-os tartósságot). A KOI_k magasabb értékein kívül az indexek nagyfokú ingadozását a termőhely bizonytalansága is okozhatja. Ezek az időszakos kisvízfolyások gyakran 100%-os makrofita borítottságúak, egy éven belül többször is kiszáradhatnak, sokszor helyenként pangó vízzel. A másik lehetséges ok, hogy azokban az időszakos és kis vízfolyásokban, ahol az index kiváló állapotot mutat, a magas érzékenységi értékű *Achnanthydium minutissimum* domináns, tömeges fajként fordult elő a tavaszi mintákban. Mivel az említett faj megtalálható volt rosszabb kémiai mutatókkal rendelkező mintavételi helyeken is, megfontolandó, hogy magas érzékenységi értéke reális-e a hazai viszonyok között. Alacsonyabb érzékenységi érték mellett a csökkenő IPS értékek jobb egyezést mutatnának a KOI_k -val.

Reynolds, a fitoplankton ökológiájáról írt munkájában megjegyezte, hogy amelyik faj kezdetben dominánssá válik, a legnagyobb növekedési arányt éri el, fő szerepe van a biomassza növekedésében, a szaporítóanyag termelésében. Az adott helyen tömegessé váló fajok termelik a legtöbb szaporító anyagot, biztosítják a következő generáció esélyeit, megszabva így annak indulását. Valószínűleg ezek a tényezők a bevonatok kialakulása esetén is hatnak, de erre az időszakos vízfolyások ciklusainak követésével lehetne választ kapni, az 1-2 adat erre nem elég.

Mutatják ezt a bizonytalanságot a szaprobitás indexek is: a béta-mezoszaprobikustól a poliszaprobikusig változott az indexek értéke (2. melléklet), ami lehet a kiszáradókra jellemző.

A fitoplankton-tartalom tavasszal néhány csatornában jelentősebb lehet 20-30 $\mu\text{g/l}$, később nem jellemző.

Az időszakos csatornáknál az IPS indexek alakulását jól követte a Lange-Bertalot indexek alakulása, viszont a 10 alatti IPS-t mutatóknál az IBD túl magasnak bizonyult a kémiai eredmények által mutatott állapothoz képest (**36. ábra**).

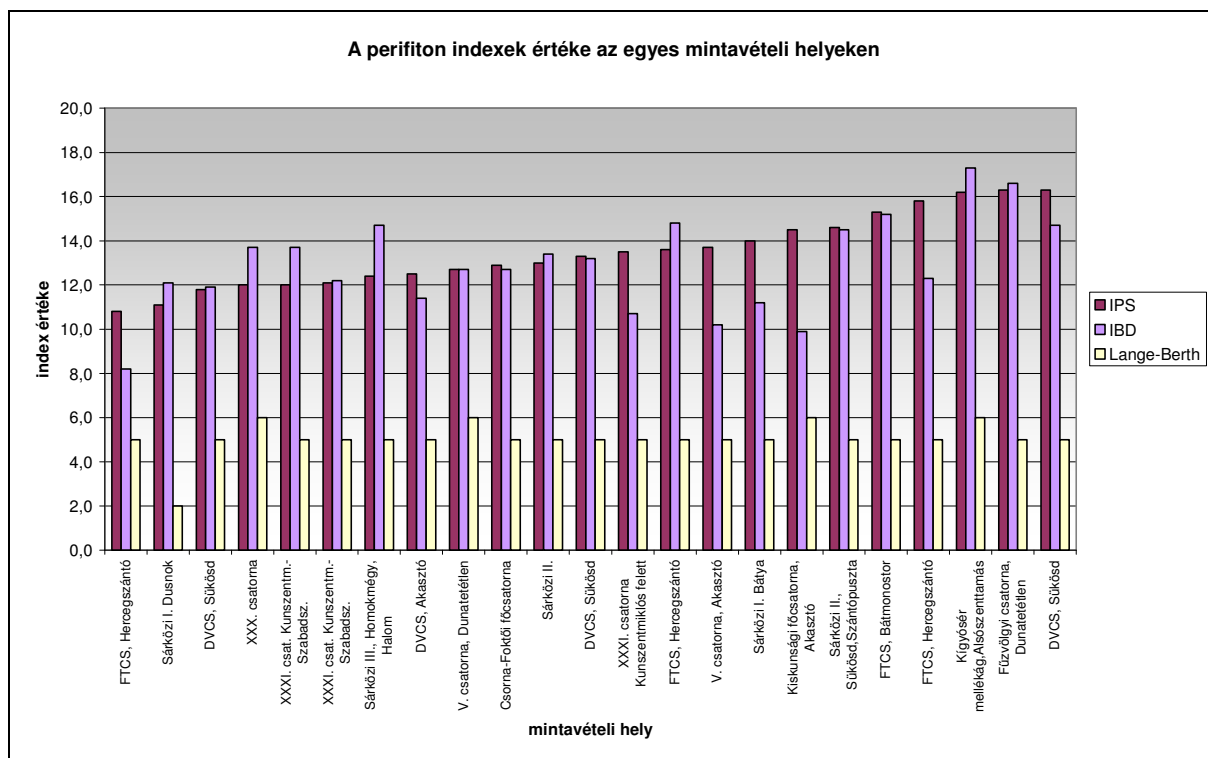
Nagy, állandó vízfolyások

A területen lévő, állandó vízfolyások a 18-as típusba tartoznak. Gyakorlatilag méreteiket, vízmennyiségeiket tekintve közepesek és nagyok. A nagy vízfolyások jellemzője, hogy vízfelületük 10-20 m széles, mélységük 1-2 m (**9-10. kép**). Vízhozamuk teljesen a betáplált vízmennyiségtől függ (mesterségesbe soroltak), legtöbbjükben viszonylag állandó vízszintet tartanak. Más csatornák az időszak egy részében állnak, vagy vízmozgásuk nagyon kicsi, leginkább holtághoz hasonlítanak. Mindegyikre jellemző, hogy elegendő növényi tápanyagot tartalmaz, amit a bevezetett Duna-víz biztosít.



9-10. kép Kettős működésű nagy vízfolyások: Kiskunsági- és Duna-völgyi-főcsatorna

Az IPS indexek 10,8-tól 16,3-ig változtak (**41. ábra**). A jó állapotot az index alapján 1 vízfolyás nem érte el az egyik mintavétel alkalmával: az FTCS, Hercegszántó.



41. ábra

A többi vízfolyás az indexek alapján jó és kiváló minőségű volt. A KOI_k átlagértékei szerint néhány túllépi a közepes/jó határt, mint a Sárközi I. (**12. kép**), Sárközi III., XXX.-csatorna, XXXI.-csatorna, V.- csatorna, Csorna-foktői-csatorna. Ezek vagy csak diffúz terhelést kapó, vagy szikes területen futó, barna, magasabb huminanyag tartalmú vizek, ahol a szervesanyag tartalom természetes eredetű). A többi kémiai komponens közül csak az ammónium-ion jelzett kockázatot az FTCS-n (Bátmonostornál, ezzel igazolva a vízfolyás labilisabb jellegét, az alkalmankénti alacsonyabb IPS index létjogosultságát), és PO₄-P a XXXI.-csatornán (főltötte történik a már jelzett szennyvízbevezetés). (**42., 43., 44., 45. ábra**)



12. kép A növényes Sárközi I. főcsatorna

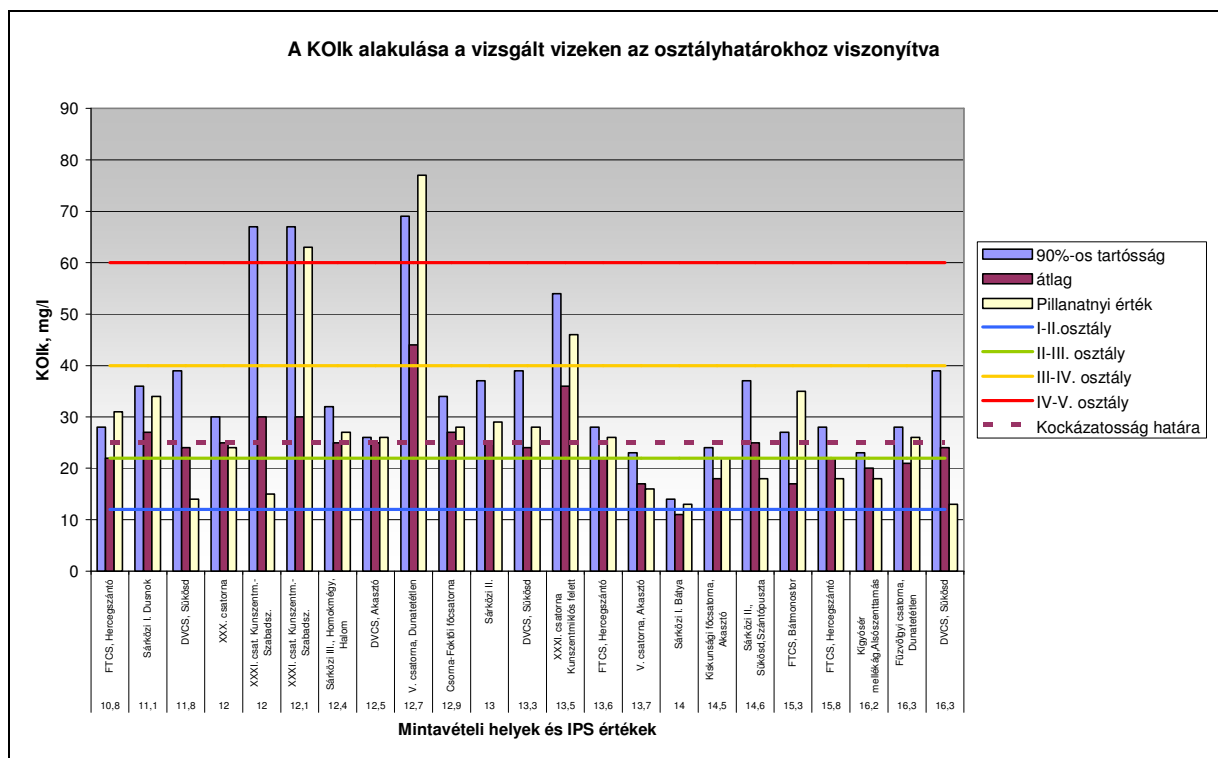
A Ferenc-csatorna nagyon változó eredményei annak köszönhető, hogy ez a vízfolyás az év egy részében állóvízként viselkedik, vízmozgás nincs benne, vagy csak nagyon kis sebességű.

Fitoplankton-tartalma időnként jelentős, az átlagértéke is magas (39 µg/l), alkalmanként 150 µg/l-es kiugró értékek is előfordultak, mesterségesként (bevezetett Duna-víz, tározás, duzzasztás) is tápanyagkockázatot jelezve (6. melléklet).

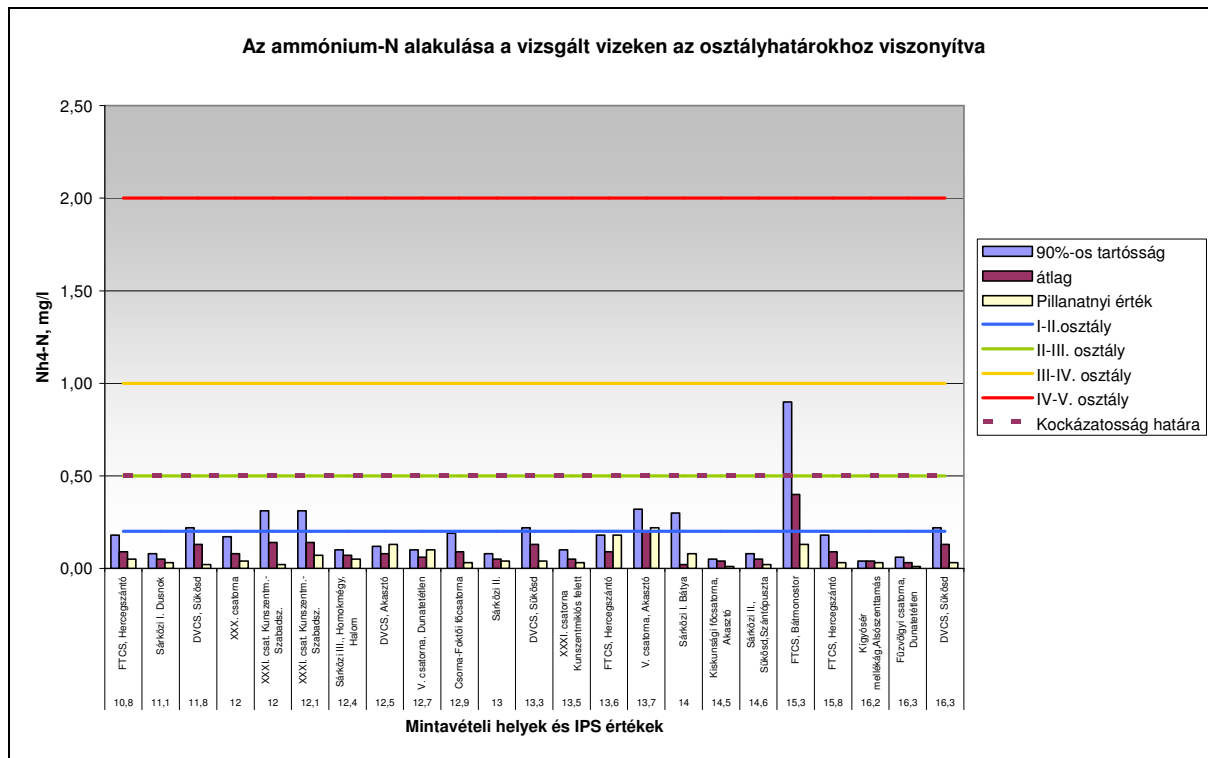
A növényi tápanyagtartalom kémiai mutatóinak összevetését a fitobentosz indexekkel nehezíti az a körülmény, hogy ezek a vízfolyások vizinövényekkel benőttek, így a tápanyagterhelés ellenére a vegetációs időszakban szinte oligotrófikus körülményeket teremt a vízben a makrofitonok tápanyagfelvétele (különösen csekély vízmozgás esetén). Az viszont szinte kivétel nélkül jellemző, hogy a fenti körülmények között nem kockázatosak a kémiai komponensek alapján (kivételesen néhány esetben a KOI_k).

A szaprobitási indexek minden esetben a-b mezoszaprobitikus vízminőséget mutattak.

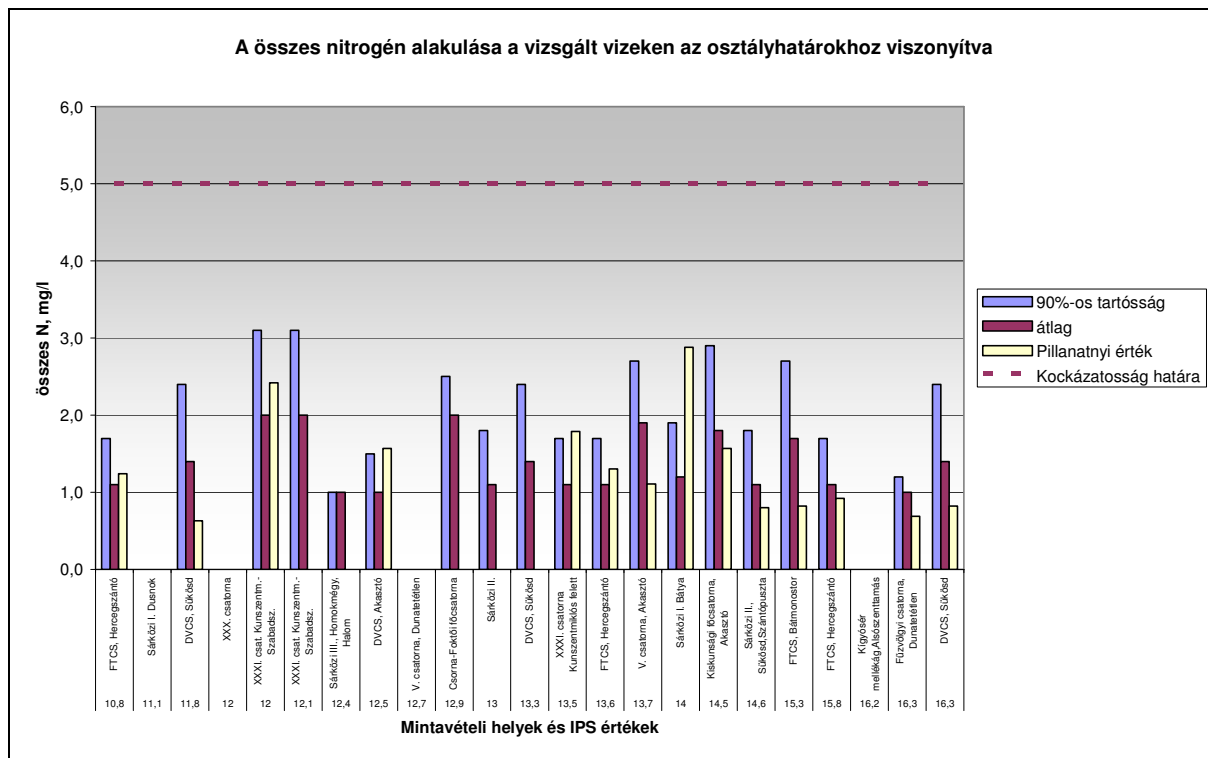
A nagyobb méretű csatornák esetében (DVCS, KFCS, Csorna-Foktői-, Fűzvölgyi- és V.-csatorna) gyakran előfordul magasabb a-klorofill tartalom is (70-100 µg/l), ami a mesterséges jelleg mellett is tápanyagterhelést mutat. A Sárközi I. csatorna esetében az esetenként mért 200 µg/l-es érték jelzi a minőségi labilitást, melyet az alacsony IPS érték is mutatott.(6. melléklet). A makrozoobenton indexe IIIa és IIb között változott: a kevésbé szennyezettől a jóig.(3. melléklet)



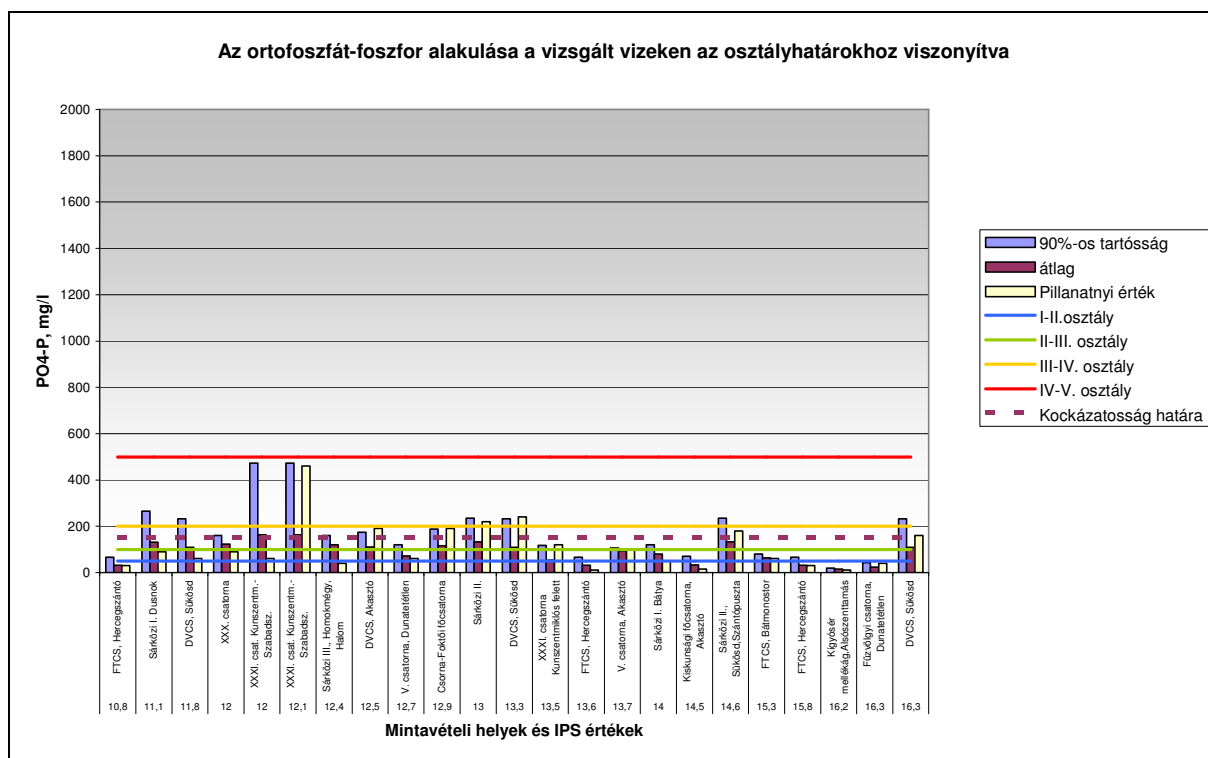
42. ábra



43. ábra



44. ábra

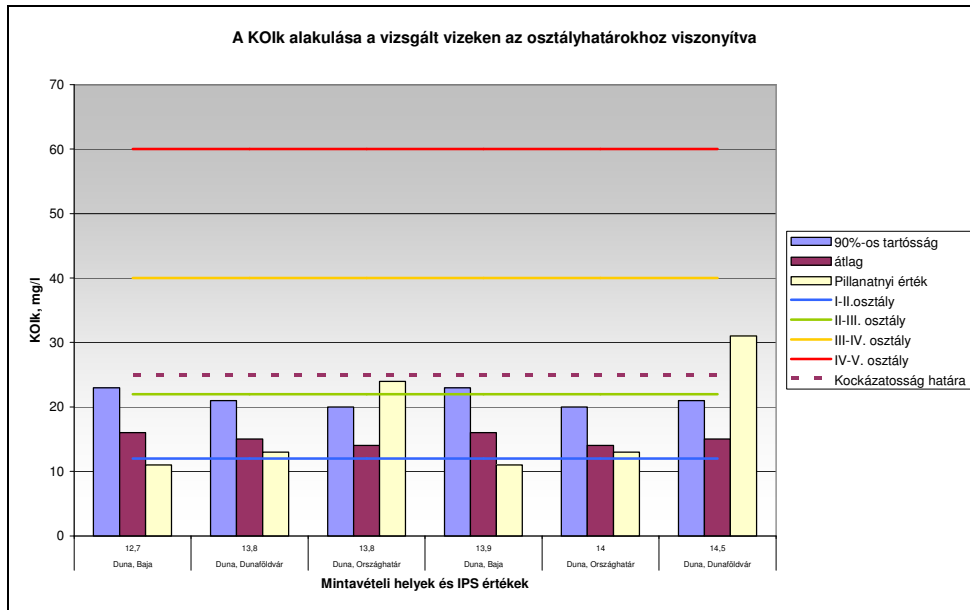


45. ábra

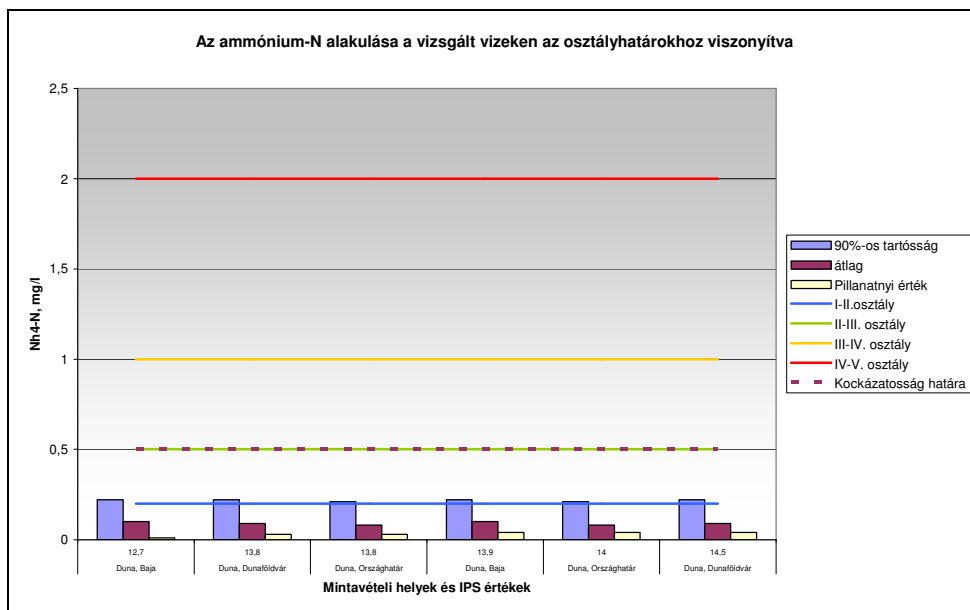
A nagy vízfolyások esetében az IBD nagyobb ingadozásait a kémiai állapot nem támasztja alá. A Lange-Bertalot index azonban mindegyiknél egyformán magas (5-6 értékű), kivéve a Sárközi I. fűcsatornát (**41. ábra**).

A Duna

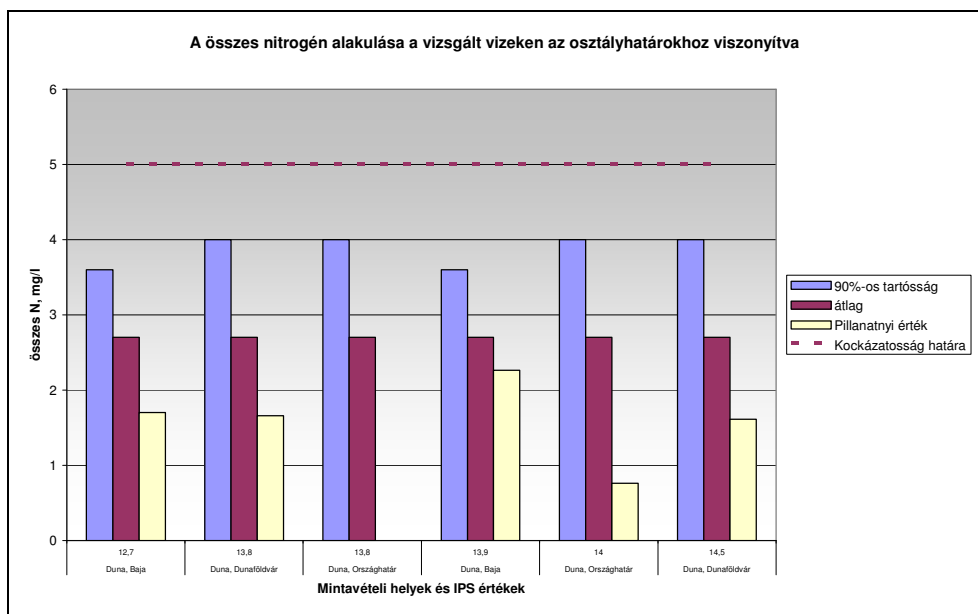
A Duna vízminősége a vizsgált kb. 100 km-es szakaszon a vízfolyás mérete és az őt érő, vízhozamához képest kisebb terhelések miatt is kiegyensúlyozott. A nagyobb terhelést okozó budapesti szennyvízbevezetések hatása Dunaföldvárnál már alig érezhető a vizsgált komponensek szerint. Az egyes kémiai komponensek átlagértékei nem haladták meg a kockázatosság határát (**46., 47., 48., 49. ábra**). A régebbi, MSZ 12749 szerinti minősítés a vizsgált komponensekre II-III. osztályt mutat, ami a hosszabb idejű idősoroknak is megfelel.



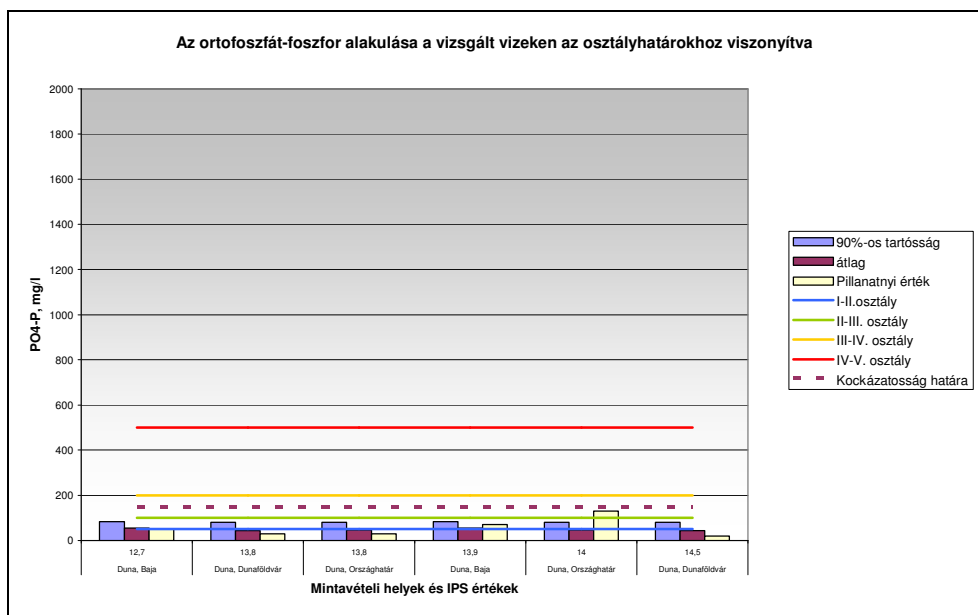
46. ábra



47. ábra

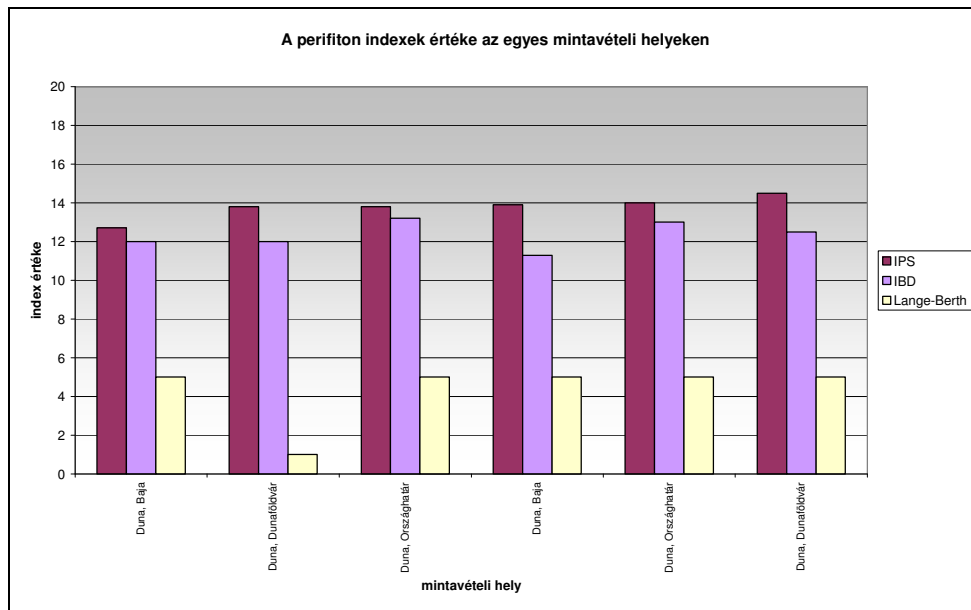


48. ábra



49. ábra

Az IPS indexek alakulása sem mutatott nagy ingadozást: 12,7 - 14,5-ig változott a 3 mintavételi helyen, a tavaszi és az őszi mintavételek alkalmával (**50. ábra**). Megjegyzendő, hogy az értékek közül az ősziek kissé alacsonyabbak voltak. Az index alapján a vízminőség jó volt. Az IBD indexek értékei minden esetben alacsonyabbak voltak, mint az IPS. A szaprobítási index értéke minden mintavételi helyen és időpontban III. osztályú, a-b mezoszaprobikus volt. (**4. melléklet**).



50. ábra

A Duna kiegyenlítettebb kémiai vízminőségét az IPS értékek jobban tükrözik. Az IBD értékei nagyobb mértékben változnak és rosszabb vízminőséget mutatnak, ami a kémiai eredmények alapján nem indokolt.

C.) A táblázatban szereplő határértékek módosítására, illetve kiegészítésére vonatkozó javaslatok.

1) Eredetileg javasolt táblázat

Javaslat a folyóvizek jó ökológiai állapotára vonatkozó kémiai határértékekre (a jó és a közepes állapot közti osztályhatár, éves átlagos koncentrációkra)

Komponens	Hegy/ dombvidéki kiszívfolyások (1,2,3,4,5,8,9 típusok)	Hegy/ dombvidéki közepes és nagy folyók (6,7,10 típusok)	Síkvidéki kiszív- folyások (11,12,15, 16, 17 típusok)	Síkvidéki közepes és nagy folyók (13,14,18, 19, 20 típusok)	Szerves mederanyagú vízfolyások (21, 22 típusok)
Vezetőképesség (µS/cm)	300 (szilikátos) 900 (meszes)	600	700	600	900
Oxigén telítettség* (%)	80 - 100	70 - 110	60 - 110	70 - 110	60 - 110
BOI ₅ (mg/l)	4	5	6	5	4
KOI _{cr} (mg/l)	20	22	25	25	40
NH ₄ -N (mg/l)	0.3	0.4	0.5	0.4	0.4
NO ₂ -N (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
NO ₃ -N (mg/l)	3	3	3	3	3
Összes N (mg/l)	5	5	5	5	5
PO ₄ -P (mg/m ³)	100 (50**)	100 (50**)	150 (80**)	150 (80**)	150 (80**)
Összes P (mg/m ³)	200	250	400	300	400

* Az oxigén telítettség esetében a határérték a 90%-os (felső határ) és a 10%-os (alsó határ) tartósságú koncentrációra vonatkozik. Ha a mintaszám < 10/év, akkor a minimum – maximum értékeket kell használni

** Tározót tápláló vízfolyásoknál, ha a tartózkodási idő a 10 napot eléri

A határértékek becsléséhez az alábbiakat vettük figyelembe:

- A korábbi hazai szabvány (MSZ12749) és az EU tagállamokban alkalmazott korábbi vízminősítési gyakorlat, beleértve a felszíni vizeket érintő EU irányelveket is;
- A tagállamok jelenleg kidolgozás alatt álló (VKI szerinti) minősítési rendszereinek vízkémiai vonatkozásai;
- Statisztikai értékelés (összefüggések keresése az ECOSURV adatbázis biológiai felméréseinek összegzett minősítése és mért koncentrációk között);
- Érzékenység vizsgálat hazai vizeken, típusonként (összevonva), a VM adatbázisra támaszkodva.

2) Javaslatok a kémiai határértékekre, ill. a korábban javasolt határértékek validálása

A VKI szellemiségéből adódóan vizeink kémiai és fizikai mutatóinak jellemző értékeire a referenciális vizek paramétereinek ismeretében kell javaslatot tenni. Amennyiben ilyen vizeink nincsenek, a meglévő adatok elemzése nyújthat segítséget. Korábbi programok során a felszíni vizek fizikai és kémiai adatainak statisztikai elemzése alapján készültek javaslatok típus specifikus határértékekre. E határértékek adott algoritmus alapján, követhető, áttekinthető módon kerültek meghatározásra, ugyanakkor nem volt lehetőség arra, hogy azokat a biológiai elemek oldaláról vizsgálják, módosítsák, ill. megerősítsék.

Feladat: A bentonikus kovaalgák folyóvizek minősítésére alkalmas hazai rendszerét kidolgoztuk és az egyes víztípusokra, ill. víztípus csoportokra határértékeket adtunk meg. Ezek ismeretében lehetőség van annak vizsgálatára, hogy a bentonikus kovamoszatok alapján jónak ill. kiválónak tekinthető vizeket a fizikai és kémiai háttérváltozók milyen értékei jellemzik. Ezen értékek alapján teszünk javaslatot a kémiai paraméterek jó–közepes határértékeire a korábban megadott típus csoportokban.

A MÓDSZER

A határértékek megadásakor úgy jártunk el, hogy a normalizált EQR, (s ezáltal 0-1 közé eső) függvényében ábrázoltuk a kémiai komponensek éves átlagos értékeit. Amennyiben szignifikáns összefüggés volt kimutatható, a kémiai paraméter azon értékét adtuk meg, ami a kovaalga index jó –közepes határértékéhez (0,6-hoz) tartozott. Az R^2 értéke sehol-sem volt magas, de ez nem is várható, hiszen az azt jelentené, hogy az index értéke csupán ettől az egyetlen paramétertől függ, ami természetesen nincs így.

Több típuscsoport esetén előfordult, hogy szignifikáns összefüggés nem volt kimutatható. Ez nem jelenti természetesen azt, hogy a két változó között nincs összefüggés. (Ennek többnyire az az oka, hogy a változó valamely tartományában nincs kellő számú adat, vagy a kémiai változó egy határértéken túl nem mutat összefüggést a biológia változóval. **Megjegyzendő, hogy az összefüggés javítható, ha i) minőségbiztosítással egybekötött, alapos taxonómiai tudáson és megbízható mintavételen alapuló bentonikus kovaalga vizsgálatok során történik a minősítés, ii) nem a gyakran csak két-három mérésen alapuló „éves” átlagokkal kell a korrelációt elvégeznünk. Irodalomból egyértelműen tudott, hogy a mintavételt megelőző 3 hónap kémiai átlagával mutat legerősebb korrelációt a kova-index)** Ez esetben azt vizsgáltuk, hogy a kovaalga index alapján jó, és a kiváló tartományba eső vizeink hány százaléka fordul elő az ajánlott határérték alatti tartományban. Amennyiben ez a szám alacsony az azt jelenti, hogy az ajánlott határérték túlzottan szigorú. Amennyiben a szám 100, az azt jelenti, hogy minden jó és kiváló állapotú vizünk a javasolt határérték alá esik. A biológiai mutatók alapján kiváló és jó állapotúnak ítélt vizeink esetén is előfordul, hogy ez az állapot az adott kémiai jellemző magasabb, (jónak nem mondható) értéke mellett is megfigyelhető. Jó határértéket úgy kellene megállapítani, hogy a vizek hozzávetőleg 75-80 %-a essék a határérték alatti tartományba. Az oxigéntelítettség esetében a két határérték közötti tartományba eső jó ökológiai állapotú vizek százalékos arányát adtuk meg.

A táblázatban tehát ahol konkrét szám található, az a kova index alapján javasolt határérték. Ahol egy szám/kétjegyű szám olvasható, ott az első a VTK Innosystem által korábban javasolt jó- közepes határérték, míg a második a javasolt határérték alatti tartományban lévő (kova alapján jó és közepes) vizek százalékos aránya. Ahol ezt a számot túlzottan magasnak

találtuk (és az adatok lehetőséget nyújtottak rá) egy alacsonyabb koncentrációt is javasoltunk, ugyancsak megadva, hogy milyen az az alatti tartományba eső jó és kiváló vizek aránya.

A 21-22 típusok a bentonikus kovaalga flóra alapján a 3. típuscsoporthoz tartoznak, így azokra külön határértéket nem javasoltunk. (E két csoport esetén adathiány is volt).

AZ ÚJONNAN JAVASOLT HATÁRÉRTÉKEK

Típusok	1 1,2,3,4,5,8,9	2 6,7,10	3 11,12,15,16,17	4 13,14,18,19,20	5 21,22,	6 23,24,25	7 26
BOI	3,4	4,5	3,5	5/90	3,6/72	3,6/100, 3/60	3,6/55
KOI Cr	21	20/81	32*	22		11	50
Össz. N	5	4/100, 3,5/85	5/73	4		3/100	6
NH4-N	0,5	0,2	0,5/96	0,4/91		0,13/100	0,2
NO2-N	0,06	0,05/89	0,05	0,04		0,02/85	0,05
NO3-N	2,9	3/100	3/85	2		2/90	1,5
PO4-P	250	140	500	200		100 minden adat	600
O2 Telítettség	80-110/76	80- 110/100	60-100/92	70-110/86, 80- 110/75		96% körüli	70-110/53, 50-110/70

A 23, 24, 25, típusok esetén az oxigéntelítettség szórása rendkívül kicsi volt (ami elképzelhető, hogy természetes adottság), ezért nem tudunk rá határértéket javasolni, mert ha megtettük volna az rendkívül szűk tartományt eredményezett volna.

* A tapasztalatok alapján a javaslat, hogy a kisvizekre (időszakos, 15, 16, 17 típus) lehetne magasabb **KOICr** érték: az eredetileg javasolt 25 helyett, illetve a most javasolt 32 helyett akár 40 is, akkor, ha a többi komponens nem haladja meg a határértéket (ekkor az időszakosak pangó vizét jelzi a magasabb szervesanyag tartalom. Pl. időszakosoknál magasabb index esetében ez a komponens haladta meg a határértéket).

Vezetőképesség:

A határértékeket csak akkor lehet figyelembe venni, ha igazoltan antropogén hatás okozza a növekedést. Amennyiben a víz jellege (szikes területen átfolyó vízfolyások, talajviszonyok, természetes betöményedés időszakos vízfolyásoknál) miatt alakul ki a kedvezőtlen állapot, az elfogadható, beavatkozásra nincs szükség.

A kémiai határértékek számításához szükséges háttéradatokat, szignifikancia szinteket, az egyes kémiai változókra vonatkozó összefüggések grafikonjait a mellékelt **Kovahatárérték.xls** táblázat tartalmazza.

Válaszok a kémiai határértékekkel kapcsolatos feladatok bevezetőjében feltett kérdésekre

MELYEK A BIOLÓGIAI SZEMPONTBÓL RELEVÁNS KOMPONENSEK?

Elemzéseink során a BOI, KOI_{Cr}, összes N, NH₄-N, NO₂-N, NO₃-N, PO₄-P és oldott oxigén esetében tudunk határértékeket javasolni. Megjegyzendő, hogy az összefüggés tovább javítható, ha

i) minőségbiztosítással egybekötött, alapos taxonómiai tudáson és megbízható mintavételen alapuló bentonikus kovaalga vizsgálatok során történik a minősítés

ii) nem a gyakran csak két-három mérésen alapuló „éves” átlagokkal kell a korrelációt elvégeznünk.

Irodalomból jól ismert, hogy a mintavételt megelőző 3 hónap kémiai átlagával mutat legerősebb korrelációt a kova-index.

MELY ESETEKBEN JAVASOLHATÓ TÖBB KÉMIAI KOMPONENS, ILLETVE TÖBB ÉLŐLÉNYEGYÜTTES ÖSSZEVONT ELEMZÉSE?

Ha a hidromorfológiai és a kémiai hatások együtt jelentkeznek, a kovaalgák vizsgálata mellé mindenképpen javasolt a hidromorfológiai hatásokra érzékeny élőlénycsoport és a kovaalgák összevont elemzése, mivel a kovaalgák és a hidromorfológia közti kapcsolat még nem feltárt. A tapasztalat az, hogy a terhelést az mutatta a legjobban, ha együtt néztük a KOI, NH₄-N, összes N és a PO₄-P értékeit.

HOGYAN VEHETŐ FIGYELEMBE, HOGY GYAKRAN A TÁPANYAG ÉS A SZERVESANYAG STRESSZORKÉNT EGYÜTT JELENIK MEG? MILYEN ESETEKBEN NEM VÁLASZTHATÓK SZÉT MEGBÍZHATÓAN A HIDROMORFOLÓGIAI ÉS KÉMIAI HATÁSOK?

A tápanyag és a szervesanyag, mint stresszor együttes jelentkezése integrált kovaalga indexek alkalmazásával vehető figyelembe, mint amilyen pl. az IPS is. Megoldás a multimetrikus indexek alkalmazása is, ahogy elemzéseink során ezt alkalmaztuk is.

A kovaalga vizsgálatok esetében jelen ismereteink nem elegendőek ahhoz, hogy szétválasszuk a kémiai és a hidromorfológiai hatásokat. A planktonikus fajok arányának az emelkedése a bevonatban információ lehet a hidromorfológiai beavatkozásokra (pl. tározás ténye), a pontos metrikák kidolgozásához azonban nem áll rendelkezésünkre elegendő információ, mivel a hidromorfológiára vonatkozóan semmiféle adatot nem kaptunk a munka során, noha kértünk. A jövőben remélhető elmozdulás ebben az irányban is, ehhez azonban meg kell kapni a vízfolyások pontos hidromorfológiai adatait. Irodalmi adatok alapján a fitobenton a tápanyagterhelés szempontjából releváns élőlénycsoport. A hidromorfológia inkább a tipológiában jelent meg, pl. a 15-16-os típusok esetében a terhelések jelzése bizonytalan volt, az élőhely időszakos, kiszáradó jellege miatt (álló/pangó víz, amit 100%-os makrofita borítottság jellemez). Sok esetben ezt a természetes szerves anyagot és a diffúz terhelést csak a bevonat alapján nem lehet elkülöníteni. Az állapot jellemzésére ekkor a makrofita eredményeket is figyelembe kell venni (makrofita összetétel, mederborítottság értéke, növényzet tömege). A nagyobb terhelést azonban a perifiton eredmények jól mutatták. A hegy és dombvidéki vízfolyások, valamint a síkvidéki nagyobb állandó vízfolyások esetében jól alkalmazható a bevonat a terhelések jelzésére, az állapot minősítésére a növényesség egyéb jellemzőivel együtt.

INDOKOLT-E A SZENNYVÍZHATÁSOKAT CSAK A KISVÍZI VISZONYOKRA VIZSGÁLNI?

Időszakos, síkvidéki kisvízfolyások esetében gyakran a tisztított szennyvíz jelenti a vízutánpótlást az év egy jelentős részében. Ezeknek a vízfolyásoknak az esetében elegendő csak a kisvízes viszonyokra vizsgálni a szennyvízhatásokat.

A SZENNYVÍZ ÉS A DIFFÚZ TERHELÉS MÁS MECHANIZMUSON KERESZTÜL HAT, MÁSHOGY JELENIK MEG STRESSZORKÉNT. SZÜKSÉG VAN-E KÜLÖNBÖZŐ HATÁRÉRTÉKEK MEGHATÁROZÁSÁRA A KÉT TÍPUSÚ SZENNYEZŐFORRÁS DOMINANCIÁJÁTÓL FÜGGŐEN?

A szennyvíz és a diffúz terhelés nem választható szét egyértelműen. A minőség romlás a terhelés mértékétől, a vízfolyás jellegétől (időszakos, kis, közepes, nagy) függ, de az indexek értékeinek alakulásában jelentkezik a szennyvízterhelések hatása. Nagy terhelés (kémiával is igazolt) hatására az időszakos és kisvízfolyásokban különösen csökkennek az index értékek.

A diffúz terhelések hatásának megítélése nem egyértelmű. A művelt területek aránya a vízfolyások jelentős részénél nagyobb, mint 50 %, különösen igaz ez a síkvidéki vízfolyásokra (28. ábra). Szinte minden síkvidéki vízfolyás esetében, ha csak bizonyos szakaszain is (de jellemző, hogy jelentős hosszukon) fennáll a hidromorfológiai kockázatosság: nincs védőövezetük, a szántóföldeket a partélig szántják (12.-13. kép).

12.-13. kép



Ennek ellenére sem jelzik mindig egyértelműen a kémiai változók az Alföldi kis, közepes vízfolyások esetében a tápanyagterhelést, mert pl. a 15-16-os típus medre 100%-ban növényzettel borított. A 18-as típusban is lehet 70-80 % a makrofita borítottság, vagy időszakonként jelentős fitoplankton tömeggel rendelkezhet, ami a növényi tápanyagok mennyiségét jelentősen befolyásolja a vegetációs periódusban. Ekkor a kémiai mutatók növényi tápanyag túllépést nem jeleznek, de az azon fejlődött növényi biomassza magas, és ez lehet fitoplankton, fitobenton vagy makrofita.

ELÉG-E A VÍZTEST KILÉPŐ SZELVÉNYÉBEN ELLENŐRIZNI?

Addig, míg kevés adat áll rendelkezésre a víztestekről a fitobenton élőlénycsoportra vonatkozóan, szükséges lenne az ismert helyű, pontszerű szennyezések közvetlen hatását felmérni a fitobentonra, ez a diffúz terhelések megítélését segítené. A Kígyós -Főgyűjtő példáján jól látszik a terhelések hatása az index értékein. A felső szakaszán a mélykúti szennyvíz hatása mutatható ki (**31., 32., 33., 34., 35. ábra**), IPS= 5,6 volt. A középső, Katymári mintavételi helyen az IPS 13,4 volt, de Bácsszentgyörgynél újra csökkent az értéke (10,4), az országból közben kilépő, Regőce szennyvizeit megkapó, majd visszalépő vízfolyáson. A tervezés szempontjából az állapotjavító intézkedések meghatározásához fontos tudni a felső szakaszon kapott terhelés hatásának mértékét, mert ha ahhoz még diffúz terhelés is járul a vízfolyás mentén, az alsó szakaszon mért helyen nem lesz elérhető a jó állapot.

AZ ELVÉGZETT ELEMZÉSEK ALAPJÁN MEGADHATÓK-E EGYÜTTAL A REFERENCIA ÁLLAPOTRA VONATKOZÓ KONCENTRÁCIÓK IS?

Nem. A referencia értékek megadásához a referencia helyeken jóval több mérés szükséges.

Idézett irodalom a kémiai határértékekkel kapcsolatos részhez

- Ács É., Szabó, K., Pápista, É., Kiss, K.T., Barreto, S., Makk, J. (2000b): Étude des algues épiphytes et planctoniques d'un bras du Danube (Soroksári-Duna, Hongrie). – *Cryptogamie Algologie* 21: 254-255.
- Ács, É. (1988): A Duna bevonatlakó algáinak szezonális dinamizmusa Gödnél májustól novemberig. (Seasonal dynamism of the Danube' periphyton at Göd from May to November) – *Hidrol. Táj.* 10: 8-10.
- Ács, É. (1998): Short-term fluctuations in the benthic algal composition on artificial substratum in a large river (River Danube, near Budapest). - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 26. Stuttgart: 1653-1656.
- Ács, É. Szabó, K., Tóth B., Kiss, K.T. (2004b): Investigations of benthic algal community (with special attention to benthic diatoms) in connection with reference conditions in WFD. – *Acta Botanica Hungarica* 46: 255-278.
- Ács, É., Buczkó, K. (1996): The changes of relative importance value of periphytic algal taxa in Szigetköz section of River Danube (Hungary). 31. Konferenz der IAD, Baja – Ungarn. *Wissenschaftliche Kurzreferate* pp. 441-446.
- Ács, É., Buczkó, K. (1994 a): Comparative algological studies on the periphyton in the branch-system of the River Danube at Ásványráró (Hungary). 30. Arbeitstagung der IAD, ZUOZ – Schweiz, *Wissenschaftliche Kurzreferate*, pp. 413-416.
- Ács, É., Kiss, K.T. (1991a): Investigation of periphytic algae in the Danube at Göd (1669 river km, Hungary).- *Algological Studies* 62: 47-67.
- Ács, É., Kiss, K.T. (1991b): Neuere Methode zu den Untersuchungen des Donauperiphytons. 29. Arbeitstagung der IAD, Kiew, September 1991. pp. 37-40.
- Ács, É., Kiss, K.T. (1993 a): Colonization process of diatoms on artificial substrate in the River Danube near Budapest (Hungary). – *Hydrobiologia* 269/270: 307-315.
- Ács, É., Kiss, K.T. (1993 b): Effects of the water discharge on periphyton abundance and diversity in a large river (River Danube, Hungary) – *Hydrobiologia* 249: 125-133.
- Ács, É., Kiss, K.T.(1997): Kovaalgák mintavételi módszerei és vizsgálata. - In: Török, K. (szerk.): *Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer IV. Növényfajok.* - MTM Budapest pp. 111-114.
- Ács, É., Kiss, K.T., Szabó, K., Makk, J. (2000a): Short-term colonization sequence of periphyton on glass slides in a large river (River Danube, near Budapest). - *Algological Studies* 100, *Arch. Hydrobiol. Suppl.* 136: 135-156.
- Ács É., Szabó K. (2005): Bentikus algák gyűjtése és feldolgozása - Módszertani e.a anyaga, KvVM.
- Ács, É., Szabó, K., Kiss, Á.K., Tóth, B., Zárny, Gy., Kiss, K.T. (2006b): Investigation of epilithic algae on the River Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the River Danube. – *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 16: 389-417.
- Ács, É., Szabó, K., Kiss, K.T., Hindák, F. (2003b): Benthic algal investigations in the Danube river and some of its main tributaries from Germany to Hungary. – *Biologia* 58: 545-554.
- Andersen, J. H., Conley, D. J., Hedal, S. 2004. Palaeoecology, reference conditions and classification of ecological status: the Water Framework Directive in practice. *Marine Pollution Bulletin* 49: 283-290.
- Anderson, N. J., B. Rippey & C. E. Gibson, 1993. A comparison of sedimentary and diatom-inferred phosphorous profiles: implications for defining pre-disturbance nutrient conditions. *Hydrobiologia* 253: 357-366.
- ANZECC 2000. Australian and New Zealand guidelines for fresh and marine water quality. Vol. 1. paper 4. Australian and New Zealand Environment and Conservation Council (ANZECC) Agricultural and Resources Management Council of Australia and New Zealand (ARMCANZ) Canberra, ACT Australia.
- Barbour M.T., Gerritsen J., Snyder B.D. and Stribling J.B. (1999): Rapid bioassessment protocols for use in streams and wadeable rivers: Periphyton, benthic macroinvertebrates, and fish. Second edition. EPA 841-B-99-002. US Environmental Protection Agency, Office of Water, Washington, D.C.

- Barreto, S., Ács, É., Kiss K.T. and Makk, J. (1998): Jég alatti algológiai vizsgálatok a Soroksári Dunaágban. - *Hidrol. Közlöny* 78: 300-302.
- Barreto, S., Ács, É., Makk, J., Bugyi, G., Böddi, B. (1997): Preliminary algological investigations in Soroksár-arm of River Danube. - 32. Konferenz der IAD, Wien – Österreich. Wissenschaftliche Referate: 159-162.
- Bauer, D.E., Gómez, N., Hualde, P.R. (2007): Biofilms coating *Schoenoplectus californicus* as indicators of water quality in the Río de la Plata Estuary (Argentina) – Environmental Monitoring and Assessment – online first.
- Biggs, B.J.F. (1995): The contribution of flood disturbance, catchment geology and land use to the habitat template of periphyton in stream ecosystems. – *Freshwater Biology* 33: 419-438.
- Birk, S., Hering, D. (2008): A new procedure for comparing class boundaries of biological assessment methods: A case study from the Danube Basin. *Ecol. Indicat.*
- Blanco, S., Bécares, E., Cauchie, H.M., Hoffmann, L., Ector, L. (2007): Comparison of biotic indices for water quality diagnosis in the Duero Basin (Spain). – in press: *Archiv für Hydrobiol. Suppl. Large Rivers*.
- Blanco, S., Ector, L., Bécares, E. (2004): Epiphytic diatoms as water quality indicators in Spanish shallow lakes. - *Vie Milieu* 54: 71-79.
- Bona,., Falasco, E., Fassina, S. (2007): Characterization of diatom assemblages in mid-altitude streams of NW Italy. – *Hydrobiologia* 583: 265-274.
- Borics, G., Krasznai, E., Várbíró, G., Abonyi, A., Grigorszky, I., Szabó, S. 2008. Néhány Tisza-menti holtág jellegzetes fitoplankton asszociációi. *Hidrológiai Közlöny* 88: 34-36.
- Böhmer, J., Rawer-Jost, C., Zenker, A., Meier, C., Feld, C. K., Biss, R., Hering, D. 2004. Assessing streams in Germany with benthic invertebrates: Development of a multimetric invertebrate based assessment system. *Limnologica* 34: 416-432.
- Brasner, J. C., Danz, N. P., Niemi, G. J., Regal, R. R., Trebitz, A. S., Howe, R. W., Hanowski, J. M., Johnson, L.B., Ciborowski, J. J. H., Johnston, J. M., Reavie, E. D., Brady, V. J., Sgro, G V. 2007. Evaluation of geographic, geomorphic and human influences on Great Lakes wetland indicators: A multi-assemblage approach. *Ecological Indicators* 7: 610-635.
- Buczko K. (1999): Szemelvények a szigetközi algamonitoring eredményeiből (1991-1998). Some results of the algological monitoring at Szigetköz (1991-1998). - In: Láng, I., Banczerowski, J. & Berczik, Á. (eds.): A Szigetköz környezeti állapotáról. MTA Szigetközi Munkacsoport, Budapest. ISBN 963 039932 6 pp. 79-86.
- Buczko K. (2006a): Changes of the attached diatoms in a big arm-system after the diversion of the Danube river - *Verh. Internat. Limnol. Ver.* 29: 2187-2191
- Buczko, K., Ács, É. (1992): Preliminary studies on the periphytic algae in the branchsystem of the Danube at Cikolasziget (Hungary). - *Studia Botanica Hungarica* 23: 49-62.
- Buczko, K., Ács, É. (1994): Algological studies on the periphyton in the branch-system of the Danube at Cikolasziget (Hungary). - *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25. Stuttgart: 1680-1683.
- Buczko, K., Ács, É. (1995): Algamonitoring a szigetközben. (Perifitikus algavizsgálatok). - XXXVII. *Hidrobiológus Napok, Tihany* pp. 83-86.
- Buczko, K., Ács, É. (1996): The abundance, taxa richness and diversity of periphytic algae in the Szigetköz region 1991-1995 – 31. Konferenz der IAD Baja – Ungarn 1996.
- Buczko, K., M. Rajczy. (2001): Changes of attached diatoms in a dead arm of the Danube between 1992–1999 at Ásványráró (Szigetköz section). - *Studia Botanica Hungarica* 32: 39-61.
- Buczko, K., Rajczy, M., Ács, É., Papp, B. (1997): Signals of cryptogams - in Láng, I. Banczerowski, I. & Berczik, Á. ed. *Studies on the environmental state of the Szigetköz after the diversion of the Danube*. MTA Szigetköz Bizottság ISBN 963 508 016 6 pp: 83-96.
- Cazaubon, A. (1984): Effects of the regulation of the Haut-Tavignano River (Central Corsica) on the epilithic diatom community. - *Proc. 8th Internat. Diatom-Symposium*, pp. 355-365.
- Cazaubon, A. (1991): Problems and objectives of sampling river algae for monitoring. – In: Whitton, B.A. & Rott, E. (eds): *Use of algae for monitoring rivers*. *Proc. Internat. Symp.* 26-28 May 1991, Germany, pp. 17-20.
- Cazaubon, A. (1996): Algal epiphytes, a methodological problem in river monitoring. - In: Whitton, B.A. , Rott, E., Friedrich, G. (eds): *Use of algae for monitoring rivers II*. *Proc. Internat. Symp.* 17-19 Sept. 1995, Austria, pp. 47-50.

- Coste, M., Tison, J., Delmas, F. (2005): Flores diatomiques des cours d'eau : proposition de valeurs limites du Bon Etat pour l'IPS et l'IBD. – *Jelentés*, pp. 19.
- Dodds, W.K., Jones, J.R., Welch, E.B. (1998): Suggested classification of stream trophic status: Distributions of temperate stream types by chlorophyll, total nitrogen, and phosphorus. - *Water Research* 32: 1455-1462.
- Duong, T.T., Coste, M., Feurtet-Mazel, A., Dang, D.K., Gold, C., Park Y.S., Boudou, A. (2006): Impact of urban pollution from the Hanoi area on benthic diatom communities collected from the Red, Nhue and Tolich rivers (Vietnam). – *Hydrobiologia* 563: 201-216.
- EC Parliament and Council (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 Commission PE-CONS 3639/1/100 Rev 1, Luxembourg.
- Economou-Amilli, A. (1980): Periphyton analysis for the evaluation of water quality in running waters of Greece. - *Hydrobiol.* 74: 39-48.
- ECOSURV (2005): Final Technical Report. 03. Oct. 2005. <http://www.euwfd.info/ecosurv>.
- European Parliament (2000): Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council establishing a framework for Community action in the field of water policy. Official Journal L327, 1-72.
- Feio, M.J., Almeida, S.F.P., Craveiro, S.C., Calado, A.J. (2007): Diatoms and macroinvertebrates provide consistent and complementary information on environmental quality. – *Fundamental and Applied Limnology, Archiv für Hydrobiologie* 168: 247-258.
- Fore, L.S. (2003): Strategy for water quality standards and criteria: setting priorities to strengthen the foundation for protecting and restoring the nation's waters. Office of Water (4305T), EPA-823-R-03-010: 1-48.
- Fore, L.S., Grafe, C. (2002): Using diatoms to assess the biological condition of large rivers in Idaho (U.S.A.). - *Freshwater Biology* 47: 2015-2037.
- Furse, M., Hering, D., Moog, O., Verdonshot, P., Johnson, R.K., Brabec, K., Gritzalis, K., Buffagni, A., Pinto, P., Friberg, N., Murray-Bligh, J., Kokes, J., Alber, R., Usseglio-Polatera, P., Haase, P., Sweeting, R., Bis, B., Szoszkiewicz, K., Soszka, H., Springe, G., Sporka, F., Krno, I. (2006): The STAR project: context, objectives and approaches. *Hydrobiologia* 566:3–29
- Goma, J., Rimet, F., Cambra, J., Hoffmann, L., Ector, L. (2005): Diatom communities and water quality assessment in Mountain Rivers of the upper Segre basin (La Cerdanya, Oriental Pyrenees). – *Hydrobiologia* 551: 209-225.
- Gómez, N. & Licursi, M. (2001): The Pampean Diatom Index (IDP) for assessment of rivers and streams in Argentina. – *Aquatic Ecology* 35: 173-181.
- Gómez, N. (1998): Use of epipellic diatoms for evaluation of water quality in the Matanza-Riachuelo (Argentina), a pampean plain river. – *Wat. Res.* 32: 2029-2034.
- Gómez, N. (1999): Epipellic diatoms from the Matanza-Riachuelo river (Argentina), a highly polluted basin from the pampean plain: biotic indices and multivariate analysis. – *Aquatic Ecosystem Health and Management* 2: 201-309.
- Grenier, M., Campeau, S., Lavoie, I., Park, Y.S., Lek, S. (2006): Diatom reference communities in Québec (Canada) stream based on Kohonen selforganizing maps and multivariate analyses. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 63: 2087-2106.
- Hambrook-Berkman J.A. & Porter, S.D. (2004): An overview of algal monitoring and research in the U.S. Geological Survey's National Water Quality Assessment (NAWQA) Program. – *Diatom* 20: 13-22.
- Hawkins, C. P., R.H. Norris, J. Gerritsen, R.M. Hughes, S.K. Jackson, R.K. Johnson, R.J. Stevenson (2000): Evaluation of the use of landscape classifications for the prediction of freshwater biota: synthesis and recommendations. *Journal of the North American Benthological Society* 19: 541-556.
- Hein, M.K., & Koppen, J.D. (1979): Effects of thermally elevated discharges on the structure and composition of estuarine periphyton diatom assemblages. - *Estuarine and Coastal Marine Sci.* 9: 385-401.
- Hering, D., Feld, C.K., Moog, O., Ofenböck, T. (2006a): Cook book for the development of a Multimetric Index for biological condition of aquatic ecosystems: experiences from the European AQEM and STAR projects and related initiatives. *Hydrobiologia* 566: 311-324.

- Hering, D., Johnson, R.K., Buffagni, A. (2006b): Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. – *Hydrobiologia* 566: 109-113.
- Hill, B., Herlihy, A., Kauffman, P., DeCelles, S., Vander Borgh, M. (2002): Assessment of streams of the eastern United States using a periphyton index of biotic integrity. – *Ecol. Ind.* 54: 1-14.
- Izaguirre, I., O'Farrel, I., Unrein, F., Sinistro, R., dos Santos Afonso, M., Tell, G. 2004. Algal assemblages across a wetland, from a shallow lake to relictual oxbow lakes (Lower Paraná River, South America). *Hydrobiologia* 511: 25-36.
- Johnson, R.K., Furse, M.T., Hering, D., Sandin, L. (2007): Ecological relationships between stream communities and spatial scale: implication for designing catchment-level monitoring programmes. – *Freshwater Biology* 52: 939-958.
- Kelly, M. G., King, L., Jones, R. I., Barker, P. A., Jamieson, B. J. 2008. Validation of diatoms as proxies for phytobenthos when assessing ecological status in lakes. *Hydrobiologia* 610: 125-129.
- Kiss, K.T., Ács, É. (1997): Kovaalgák monitorozási útmutatója. - In: Török, K. (szerk.): Nemzeti biodiverzitás-monitorozó rendszer IV. Növényfajok. - MTM Budapest pp. 84-93.
- Kiss, K.T., Ács, É., Barkács, K., Borics, G., Böddi, B., Ector, L., Solymos, G.K., Szabó, K., Varga, A., Varga, I. (2002): Qualitative short-term effects of cyanide and heavy metal pollution on phytoplankton and periphyton in the Rivers Tisza and Szamos (Hungary). - *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 13: 47-72.
- Kobayasi, H. & Mayama, S. (1989): Evaluation of river water quality by diatoms. – *The Korean Journal of Phycology* 4: 121-133.
- Kovács, Cs., Kiss, Zs., Padisák, J. (2004): Balaton környéki kisvízfolyások diatómáinak florisztikai és mennyiségi vizsgálatai. – *Hidrológiai Közlöny* 84: 65-68.
- Kovács, Cs., Padisák, J., Ács, É. (2005): A bevonatkozó kovaalgák alkalmazása a hazai kisvízfolyások ökológiai minősítésében. - *Hidrológiai Közlöny* 85: 64-67.
- Krstić, S., Z. Levkov & P. Stojanovski (2002): Diatom communities as indicators of pollution in river Vardar, Macedonia. Pp. 103-113 in: *Proc. of the 15th Diatom Symp.* (Sept. 28-Oct. 6, 1988), Gantner Verlag.
- Krstic, S., Svircev, Z., Levkov, Z., Nakov, T. (2007): Selecting appropriate bioindicator regarding the WFD guidelines for freshwaters – a Macedonian experience. – *International Journal on Algae* 9: 41-63.
- Lange-Bertalot, H. (1979): Pollution tolerance of diatoms as a criterion for water quality estimation. – *Nova Hedwigia, Beih.* 64: 285-305.
- Licursi, M. & Gómez, N. (2002): Benthic diatoms and some environmental conditions in three lowland streams. – *Ann. Limnol.* 38: 109-118.
- Limbeck, R., Smith, G. (2007): Pilot Study: Implementation of a periphyton monitoring network for the non-tidal Delaware River. – *Technical Report* pp. 31.
- Lobo, E.A., Callegaro, V.L.M., Oliveira, M.A., Salomoni, S.E., Schuler, S., Asai, K. (1996): Pollution tolerant diatoms from lotic systems in the Jacuí Basin, Rio Grande do Sul, Brazil. – *IHERINGIA, Sér. Bot., Porto Alegre* 47: 45-72.
- Lowe, R.L. (1974): Environmental requirement and pollution tolerance of freshwater diatoms. - U. S. Environmental Protection Agency Cincinnati, Ohio.
- Lowe, R.L. (1996): Periphyton patterns in lakes. - In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (eds.): *Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems.* – Academic Press, USA, pp. 753.
- Makk, J., Ács, É. (1996): Interaction between diatoms and bacteria in the biofilm of the River Danube – 31. Konferenz der IAD, Baja – Ungarn 1996: 109-114.
- Makk, J., Ács, É. (1997): Investigation of epilithic biofilms in the River Danube – 32. Konferenz der IAD, Wien – Österreich 1997: 199-202.
- Makk, J., Beszteri, B., Ács, É., Marialigeti, K. & Szabó, K. (2003): Investigations on diatom-associated bacterial communities colonizing an artificial substratum in the River Danube - *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 14: 249-265
- Makk, J., Kovács, G., Marialigeti, K., Ács, É. (1999): Diatómákhoz asszociált baktériumközösségek dunai kavicsbevonatokban. – *Hidrol. Közlöny* 79: 364-366.
- McCormick, P. V., Stevenson, R., J. 2002. Periphyton as a tool for ecological assessment and management in the Florida Everglades. *Journal of Phycology* 34: 726-733.

- McCune, B., Mefford, J. 1997. PC-ORD. Multivariate analysis of ecological data, version 3.0. MjM Software Design, Oregon. 47 p.
- Newall, P., Walsh, C.J. (2005): Response of epilithic diatom assemblages to urbanization influences - *Hydrobiologia* 532: 53–67
- Oscoz J., J. Gomà., L. Ector., J. Cambra, M. Pardos. & C. Durán. (2007): Estudio comparativo del estado ecológico de los ríos de la cuenca del Ebro mediante macroinvertebrados y diatomeas. - *Limnetica* 26: 143-158.
- Padisák, J., Ács, É., Borics, G., Buczkó, K., Grigorszky, I., Kovács, Cs., Mádl-Szőnyi, J., Soróczki-Pintér, É. (2006): A Víz Keretirányelv és a vízi habitatdiverzitás konzervációbiológiai vonatkozásai. – *Magyar Tudomány* 6: 663-669.
- Pan Y., Stevenson R.J., Hill B.H. & Herlihy A.T. (2000): Ecoregions and benthic diatom assemblages in Mid-Atlantic streams, USA. - *Journal of the North American Benthological Society*, 19: 518-540.
- Potapova, M., Charles, D.F. (2007): Diatom metrics for monitoring eutrophication in rivers of United States. – *Ecological Indicators* 7: 48-70.
- Poulicková, A., Duchoslav, M., Dokulil, M. (2004): Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A Case study from perialpine lakes in Austria. – *Eur. J. Phycol.* 39: 143-152.
- Poulickova, A., Kitner, M., Karabinová, H., Pakostová, A., Krizová, B. (2003): Fishpond trophic status assessment based on nutrients and bioindication II. Littoral diatom communities. – *Czech Phycology, Olomouc* 3: 111-118.
- Rinella, D.J., Bogan, D. L. (2004): Toward a Diatom Biological Monitoring Index for Cook Inlet Basin, Alaska, streams. – *ENRI* 1-21.
- Rott, E., Pipp, E., Pfister, P. (2003): Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a cross-check against numerical trophic indication methods used in Europe. - *Algological Studies* 110: 91-115.
- Schönfelder, I., Gelbrecht, J., Schönfelder, J., Steinberg, C.E.W. (2002): Relationships between littoral diatoms and their chemical environment in northeastern German lakes and rivers. - *J. Phycol.* 38: 66-82.
- Sheperd, G. J. 1996. Fitopac I: manual do usuário. Departamento de Botânica, Univeridade Estadual de Campinas. 95 p.
- Sladeček, V. (1986): Diatoms as indicators of organic pollution. – *Acta Hydrochim. Et Hydrobiol.* 14: 555-566.
- Smolders, R., De Coen, W., Blust, R. (2004): An ecologically relevant exposure assessment for a polluted river using an integrated multivariate PLS approach. – *Environmental Pollution* 132: 245-263.
- Snyder, E.B., Robinson, C.T., Minshall, G.W., Rushforth, S.R. (2002): Regional patterns in periphyton accrual and diatom assemblage structure in a heterogeneous nutrient landscape. – *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 59: 564-577.
- Springe, G., Sandin, L., Briede, A., Skuja, A. (2006): Biological quality metrics: their variability and appropriate scale for assessing streams. – *Hydrobiologia* 566: 153-172.
- Stenger-Kovács, Cs., Padisák, J., Bíró, P. (2006b): Temporal variability of *Achnanthes minutissimum* (Kütz.) Czarnecki and its relationship to chemical and hydrological features of the Torna-stream, Hungary. – In: Ács, É., Kiss, K.T., Szabó, K.É. (eds.): 6th International Symposium on Use of algae for monitoring rivers. ISBN 963 06 0497 3, pp. 133-138.
- Stenger-Kovács, Cs., Padisák, J., Soróczki-Pintér, É., Ács, É., Borics, G., Buczkó, K., van Dam H. (2006a): The effect of hydro-morphological modification of streamflow compositional features of attached diatoms assemblages in Hungarian streams. – 6th Internat. Symp. on Use of algae for monitoring rivers. ISBN 963 06 0497 3, pp. 139-145.
- Stevenson, R. J. (1984): Epilithic and epipelic diatoms in the Sandusky River, with emphasis on species diversity and water pollution. - *Hydrobiol.* 114: 161-175.
- Stevenson, R. J., Bothwell, M. L., Lowe, R. L. 1996. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. The ecological roles of algal heterotrophy in benthic assemblages.* Academic Press , London. 311-316.

- Stevenson, R.J., Rier, S.T., Riseng, C.M., Schultz, R.E., Wiley, M.J. (2006): Comparing effects of nutrients on algal biomass in streams in two regions with different disturbance regimes and with applications for developing nutrient criteria. – *Hydrobiologia* 561: 149-165.
- Szabó, K., Ács, É., Pálista, É., Kiss, K.T., Barreto, S., Makk, J. (2001): Periphyton and phytoplankton in the Soroksár-Danube in Hungary I. Periphytic algae on reed stems. - *Acta Botanica Hungarica* 43: 13-35.
- Szabó, K., Kiss, K.T., Ector, L., Kecskés, M., Ács, É. (2004): Benthic diatom flora in a small Hungarian tributary of River Danube (Rákos-stream). - *Arch. Hydrobiol. Suppl. Algological Studies* 111: 79-94.
- Szabó, K., Kiss, K.T., Taba, Gy., Ács, É. (2005): Epiphytic diatoms of the Tisza River, Kisköre reservoir and some oxbows of the Tisza River after the cyanide and heavy metal pollution in 2000. - *Acta Botanica Croatica* 64: 1-46.
- Szilágyi, F., Ács, É., Ambrus, A., Fleit, E., Guti, G., Juhász, P., Kovács, T., Lakatos, Gy., Oertel, N., Padisák, J., Pomogyi, P., Somlyódi, I., Szalma, E., Tóthmérész, B. (2004): Az ökológiai minősítés kérdései. – In: Somlyódi L. & Simonffy Z.: A fenntartható vízgazdálkodás tudományos megalapozása az EU Víz Keretirányelv hazai végrehajtásának elősegítésére, MTA Vízgazdálkodási Csoport és BME VKKT közös munkabeszámolója, kézirat.
- Szilágyi, F., Ács, É., Borics, G., Halasi-Kovács, B., Juhász, P., Kiss, B., Kovács, Cs., Kovács, T., Lakatos, Gy., Müller, Z., Padisák, J., Pomogyi, P., Szabó, K., Szalma, E., Tóthmérész B. (2006): Az ökológiai minősítés kérdései. – In: Somlyódi L. & Simonffy Z.: A fenntartható vízgazdálkodás tudományos megalapozása az EU Víz Keretirányelv hazai végrehajtásának elősegítésére, MTA Vízgazdálkodási Csoport és BME VKKT közös munkabeszámolója, kézirat.
- Ter Braak, C. J. F. & Šmilauer, P. (2002): CANOCO Reference Manual and CanoDraw for Windows User's Guide: Software for Canonical Community Ordination (version 4.5). Microcomputer Power (Ithaca NY, USA).
- Tison, J., Giraudel, J.-L., Coste, M. (2008): Evaluating the ecological status of rivers using an index of ecological distance: An application to diatom communities. – *Ecological Indicators* 8: 285-291.
- Tison, J., Park, Y.-S., Coste, M., Wasson, J.G., Ector, L., Rimet, F., Delmas, F. (2005): Typology of diatom communities and the influence of hydro-ecoregions: A study on the French hydrosystem scale. – *Water Research* 39: 3177-3188.
- Tison, J., Park, Y.-S., Coste, M., Wasson, J.G., Rimet, F., Ector, L., Delmas, F. (2007): Predicting diatom reference communities as the French hydrosystem scale: A first step towards the definition of the good ecological status. – in press *Ecological Modelling*.
- Tuchman, N.C. (1996): The role of heterotrophy in algae. – In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (eds.): *Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems*. – Academic Press, USA, pp. 753.
- Van Dam, H., A. Mertens, J. Sinkeldam (1994): A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands J. Aquatic Ecol.* 28 (1): 117-133.
- Van Dam, H., Stenger-Kovács, Cs., Ács, É., Borics, G., Buczkó, K., Hajnal, É., Soróczki-Pintér, É., Várbíró, G., Tóthmérész, B., Padisák, J. (2007): Implementation of the European Water Framework Directive: Development of a system for water quality assessment of Hungarian running waters with phytobenthos. – in press: *Archiv für Hydrobiol. Suppl. Large Rivers*.
- Várbíró, G., Borics, G., Kiss, K.T., Szabó, K. É., Ács, É. (2007): Use of Kohonen Self Organizing Maps (SOM) for the characterisation of benthic diatom associations of the River Danube and its tributaries. – *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large Rivers* 17: 395-403.
- Vituki Kht. (2007): Módszertani útmutató a 2007-től induló biológiai monitoring vizsgálatokhoz, KvVM
- Watanabe, T., Capblancq, J. & Dauta, A. (1988): Utilisation des bioessais "in situ" (substrats artificiels) pour caractériser la qualité des eaux de rivière à l'aide du périphyton. – *Annl. Limnol.* 24/2: 111-125.
- Weckström, J., Korhola, A., Blom, T. (1997): Diatoms as quantitative indicators of pH and water temperature in subarctic Fennoscandinavian lakes. – *Hydrobiologia* 347: 171-184.

Wetzel, R.G. (1996): Benthic algae and nutrient cycling in lentic freshwater ecosystems. – In: Stevenson, R.J., Bothwell, M.L., Lowe, R.L. (eds.): Algal Ecology. Freshwater benthic ecosystems. – Academic Press, USA, pp. 753.

Melléklet

1. melléklet

A terhelést kapó vízfolyások eredményeinek összefoglalása

Terhelést kapó vízfolyások

	Tipus	IPS		IBD	L-B	Makrozoo		Szaprob		KOik			NH4-N			NO3-N			NO2-N			ön			PO4-P								
		IPS	Min.			É.	Min.	S	Min	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock				
II. övcsatorna, Kíszsák	16	3,3	k	2,7	1	3,60	IIla			267	5	136	1	88	5	51	1	0,3	1	0,2	0	0,04	3	0,02	0	106		66	1	13500	5	9000	1
VII. csatorna alsó, Akasztó	18	4,0	k	9,0	1	3,44	IIlb	2,98	4	58	4	43	1	44	5	14	1	0,5	1	0,3	0	0,05	3	0,09	0	63		23	1	4200	5	1395	1
Igali gravitációs, Hercegszántó	16	4,8	k	10,6	1	3,50	IIlb	3,49	5	76	5	59	1	0,15	1	0,08	0	0,7	1	0,5	0	0,02	2	0,01	0	4,6		2,0	0	280	5	127	1
Kígyós főgyűjtő, Mélykút	16	5,6	k	5,5	1	2,75	IVa	4,20	5	79	5	60	1	0,48	2	0,23	0	11,6	4	5,0	1	0,09	3	0,04	0	12,8		6,6	1	2217	5	1278	1
VII/c. csatorna, Kiskörös	15	6,7	k	14,3	6	3,50	IIlb	3,66	5	90	5	77	1	3,62	5	1,40	1	0,7	1	0,4	0	0,02	2	0,02	0	5,1		3,2	0	1466	5	990	1
I. övcsatorna (+II.öv), 52-es út	16	8,3	k	12,2	5					5	54	1	4,10	5	1,86	1	0,7	1	0,4	0	0,03	1	0,02	0					996	5	480	1	
Bokodi Kígyós, felső, Felsőszentiván	15	8,8	k	10,6	1	3,00	IVa	2,84	4	51	4	41	1	0,11	1	0,09	0	2,8	2	2,1	0	0,04	3	0,04	0	4,0		3,3	0	185	4	165	1
Kígyós főgy. Bácsszentgyörgy	EM18	10,4	k	8,3	5	3,80	IIla			52	4	39	1	0,08	1	0,06	0	5,0	2	2,5	0	0,04	3	0,02	0	6,1		3,5	0	600	5	276	1
Mátételki Kígyós, Bácsalmás-Madaras	EM18	10,6	k	11,3	1	3,50	IIlb	2,56	3	49	4	44	1	0,51	3	0,29	0	5,3	3	2,7	0	0,04	3	0,03	0					287	5	203	1
Kígyós főgy. Bácsszentgyörgy	EM18	10,7	k	12,7	5	3,60	IIla	2,63	3	52	4	39	1	0,08	1	0,06	0	5,0	2	2,5	0	0,04	3	0,02	0	6,1		3,5	0	600	5	276	1

2. melléklet

Az időszakos vízfolyások eredményeinek összefoglalása

Időszakos vízfolyások

	Tipus	IPS		IBD	L-B	Makrozoo		Szaprob		KOik			NH4-N			NO3-N			NO2-N			ön			PO4-P								
		IPS	Min.			É.	Min.	S	Min	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock				
XVII. Csatorna, Páhi	16	7,3	k	13,5	1	3,80	IIla	2,68	3	54	4	44	1	0,21	2	0,12	0	0,3	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0					76	2	40	0
III. övcsatorna, Soltszentimre	16	8,1	k	11,3	3	3,20	IIlb	2,38	3	54	4	54	1	0,15	1	0,09	0	0,3	1	0,2	0	0,02	2	0,01	0					57	2	48	0
Bokodi Kígyós, felső, Felsőszentiván	15	8,8	k	10,6	1	3,00	IVa	2,84	4	51	4	41	1	0,11	1	0,09	0	2,8	2	2,1	0	0,04	3	0,04	0	4,0		3,3	0	185	4	165	1
Sipsa-Hajósi csat., Hajós	18	9,9	k	12,0	1	3,20	IIlb	3,30	4	43	4	38	1	0,21	2	0,16	0	0,6	1	0,4	0	0,05	3	0,02	0					191	4	123	0
Rekettye-Bogárzó csat., Kecel-É.	16	11,0	k	10,6	2	4,10	IIb	2,73	3	44	4	39	1	0,21	2	0,10	0	4,0	2	2,3	0	0,06	3	0,03	0	5,4		3,9	0	238	4	141	0
Szelidi-tavi csatorna	18	12,8	jó	14,0	1			2,54	3	40	3	32	1	0,03	1	0,03	0	0,1	1	0,1	0	0,01	1	0,00	0					30	2	25	0
Godafoki csatorna, Homokméggy	18	13,8	jó	15,0	5	3,73	IIla	2,56	3	29	3	26	1	0,08	1	0,06	0	0,1	1	0,1	0	0,01	1	0,01	0					107	4	70	0
Rekettye-Bogárzó csat., Kecel-É.	16	14,3	jó	13,5	5	4,50	IIb	3,82	5	44	4	39	1	0,21	2	0,10	0	4,0	2	2,3	0	0,06	3	0,03	0	5,4		3,9	0	238	4	141	0
Karapancsai főcsatorna, Sárhát	16	15,0	jó	15,5	5	3,70	IIla	4,60	5	69	5	52	1	0,74	3	0,31	0	2,0	2	0,9	0	0,06	3	0,03	0	3,9		3,1	0	195	4	128	0
XXI. Csatorna, Kunadacs	15	15,0	jó	15,3	5	4,00	IIla	2,23	2	56	4	55	1	0,04	1	0,03	0	0,2	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0	1,4		1,2	0	19	1	15	0
Compós csatorna, Kiskörös-Kalocsa	18	15,2	kiváló	15,1	5	4,29	IIb	2,65	3	66	5	56	1	0,10	1	0,07	0	0,3	1	0,2	0	0,02	2	0,01	0					146	4	93	0
XXIII. Csatorna, Kunpeszér	15	16,8	kiváló	17,4	5	4,50	IIb	2,16	2	53	4	43	1	0,04	1	0,04	0	0,2	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0	2,5		1,9	0	111	4	75	0
XVIII/a csatorna, Orgovány ÉK	15	17,8	kiváló	17,3	5	3,93	IIla	2,47	3	45	4	45	1	0,04	1	0,04	0	0,9	1	0,9	0	0,02	2	0,02	0					30	2	30	0
Csukás Csábó, Kiskörös-Kalocsa	15	18,4	kiváló	16,8	5	4,29	IIb	2,88	4	33	3	26	1	0,05	1	0,04	0	0,8	1	0,4	0	0,01	1	0,01	0					30	2	25	0

3. melléklet

A nagyobb állandó vízfolyások eredményeinek összefoglalása

Nagyobb, állandó vízfolyások

	Típus	IPS		IBD	L-B	Makrozoo			Szaprob				KOik				NH4-N				NO3-N				NO2-N				ön				PO4-P			
		IPS	Min.			É.	Min.	S	Min	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock			
FTCS, Hercegszántó	Tó-13	10,8	k	8,2	5	4,10	IIb				28	3	22	0	0,18	1	0,09	0	1,3	2	0,5	0	0,04	3	0,02	0	1,7		1,1	0	66	3	31	0		
Sárközi I. Dusnok	18	11,1	jó	12,1	2	3,30	IIIb	2,72	3		36	3	27	1	0,08	1	0,05	0	1,0	1	0,4	0	0,01	1	0,01	0				265	5	132	0			
DVCS, Sükösd	18	11,8	jó	11,9	5	4,28	IIb				39	3	24	0	0,22	2	0,13	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,4		1,4	0	232	4	109	0		
XXX. csatorna	18	12,0	jó	13,7	6	3,80	IIIa	2,73	3		30	3	25	1	0,17	1	0,08	0	0,5	1	0,3	0	0,03	2	0,01	0				160	4	122	0			
XXXI. csat. Kunszentm.-Szabadsz.	18	12,0	jó	13,7	5	3,86	IIIa				67	5	30	1	0,31	2	0,14	0	2,3	2	1,0	0	0,05	3	0,03	0	3,1		2,0	0	472	5	164	1		
XXXI. csat. Kunszentm.-Szabadsz.	18	12,1	jó	12,2	5	3,63	IIIa	2,50	3		67	5	30	1	0,31	2	0,14	0	2,3	2	1,0	0	0,05	3	0,03	0	3,1		2,0	0	472	5	164	1		
Sárközi III., Homokmégy, Halom	18	12,4	jó	14,7	5	4,30	IIb	2,74	3		32	3	25	1	0,10	1	0,07	0	0,2	1	0,1	0	0,02	2	0,01	0	1,0		1,0	0	160	4	120	0		
DVCS, Akasztó	18	12,5	jó	11,4	5	3,42	IIIb				26	3	25	0	0,12	1	0,08	0	0,4	1	0,3	0	0,08	3	0,05	0	1,5		1,0	0	174	4	110	0		
V. csatorna, Dunatétlen	18	12,7	jó	12,7	6	3,54	IIIa	2,64	3		69	5	44	1	0,10	1	0,06	0	0,4	1	0,2	0	0,02	2	0,01	0				120	4	72	0			
Csorna-Foktői főcsatorna	18	12,9	jó	12,7	5	3,90	IIIa	2,62	3		34	3	27	1	0,19	2	0,09	0	1,4	2	0,7	0	0,02	2	0,01	0	2,5		2,0	0	188	4	116	0		
Sárközi II.	18	13,0	jó	13,4	5	4,00	IIIa	2,57	3		37	3	25	0	0,08	1	0,05	0	0,3	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0	1,8		1,1	0	235	4	133	0		
DVCS, Sükösd	18	13,3	jó	13,2	5	3,59	IIIa	2,60	3		39	3	24	0	0,22	2	0,13	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,4		1,4	0	232	4	109	0		
XXXI. csatorna Kunszentmiklós felett	18	13,5	jó	10,7	5	3,86	IIIa	2,69	3		54	4	36	1	0,10	1	0,05	0	0,3	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0	1,7		1,1	0	117	4	54	0		
FTCS, Hercegszántó	Tó-13	13,6	jó	14,8	5	3,72	IIIa	2,52	3		28	3	22	0	0,18	1	0,09	0	1,3	2	0,5	0	0,04	3	0,02	0	1,7		1,1	0	66	3	31	0		
V. csatorna, Akasztó	18	13,7	jó	10,2	5	3,75	IIIa				23	3	17	0	0,32	2	0,20	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,7		1,9	0	106	4	94	0		
Sárközi I. Bátya	18	14,0	jó	11,2	5	3,68	IIIa				14	2	11	0	0,30	1	0,02	0	1,2	2	0,7	0	0,02	2	0,01	0	1,9		1,2	0	120	4	80	0		
Kiskunsági főcsatorna, Akasztó	18	14,5	jó	9,9	6	4,00	IIIa	2,57	3		24	3	18	0	0,05	1	0,04	0	2,1	2	1,0	0	0,04	3	0,02	0	2,9		1,8	0	70	3	34	0		
Sárközi II., Sükösd, Szántópuszta	18	14,6	jó	14,5	5	3,60	IIIa				37	3	25	0	0,08	1	0,05	0	0,3	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0	1,8		1,1	0	235	4	133	0		
FTCS, Bátmonostor	Tó-13	15,3	kiváló	15,2	5	3,79	IIIa				27	3	17	0	0,90	3	0,40	0	1,8	2	0,8	0	0,07	3	0,04	0	2,7		1,7	0	80	3	64	0		
FTCS, Hercegszántó	Tó-13	15,8	kiváló	12,3	5	4,10	IIb				28	3	22	0	0,18	1	0,09	0	1,3	2	0,5	0	0,04	3	0,02	0	1,7		1,1	0	66	3	31	0		
Kígyósré mellékág, Alsószenttamás	18	16,2	kiváló	17,3	6	4,50	IIb	2,53	3		23	3	20	0	0,04	1	0,04	0	1,0	1	0,4	0	0,06	3	0,02	0				20	1	15	0			
Füzfölgyi csatorna, Dunatétlen	18	16,3	kiváló	16,6	5	3,77	IIIa	2,36	3		28	3	21	0	0,06	1	0,03	0	0,8	1	0,3	0	0,01	1	0,01	0	1,2		1,0	0	42	2	23	0		
DVCS, Sükösd	18	16,3	kiváló	14,7	5	3,70	IIIa				39	3	24	0	0,22	2	0,13	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,4		1,4	0	232	4	109	0		

4. melléklet

A Duna eredményeinek összefoglalása

Duna

	Típus	IPS		IBD	L-B	Makrozoo			Szaprob				KOik				NH4-N				NO3-N				NO2-N				ön				PO4-P			
		IPS	Min.			É.	Min.	S	Min	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock			
Duna, Baja	25	12,7	jó	12,0	5	3,90	IIIa	2,71	3		23	3	16	0	0,22	2	0,10	0	3,0	2	2,2	0	0,04	3	0,02	0	3,6		2,7	0	83	3	54	0		
Duna, Dunaföldvár	24	13,8	jó	12,0	1	4,00	IIIa				21	2	15	0	0,22	2	0,09	0	3,1	2	2,1	0	0,04	3	0,02	0	4,0		2,7	0	80	3	43	0		
Duna, Országhatár	25	13,8	jó	13,2	5	4,00	IIIa	2,71	3		20	2	14	0	0,21	2	0,08	0	3,1	2	2,0	0	0,04	3	0,02	0	4,0		2,7	0	80	3	46	0		
Duna, Baja	25	13,9	jó	11,3	5	4,30	IIb				23	3	16	0	0,22	2	0,10	0	3,0	2	2,2	0	0,04	3	0,02	0	3,6		2,7	0	83	3	54	0		
Duna, Országhatár	25	14,0	jó	13,0	5	4,10	IIb				20	2	14	0	0,21	2	0,08	0	3,1	2	2,0	0	0,04	3	0,02	0	4,0		2,7	0	80	3	46	0		
Duna, Dunaföldvár	24	14,5	jó	12,5	5	3,80	IIIa	2,71	3		21	2	15	0	0,22	2	0,09	0	3,1	2	2,1	0	0,04	3	0,02	0	4,0		2,7	0	80	3	43	0		

5. melléklet

A több adattal rendelkező víztestek eredményeinek összehasonlítása

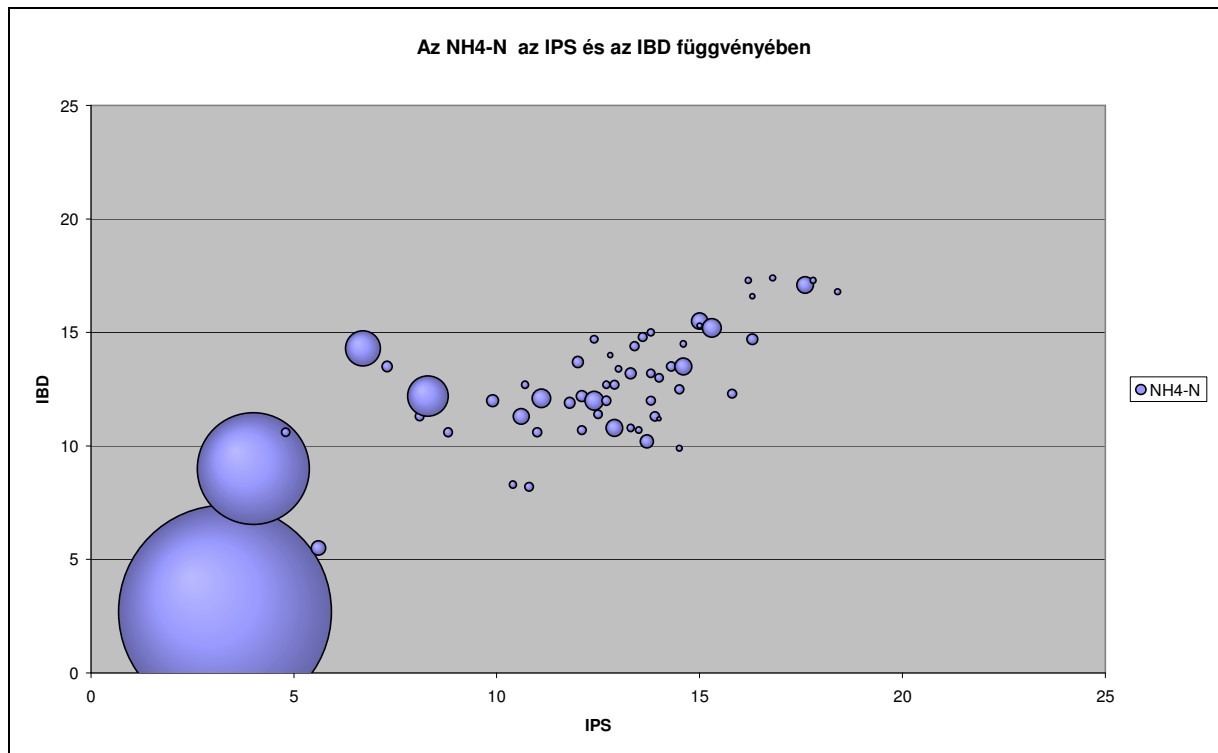
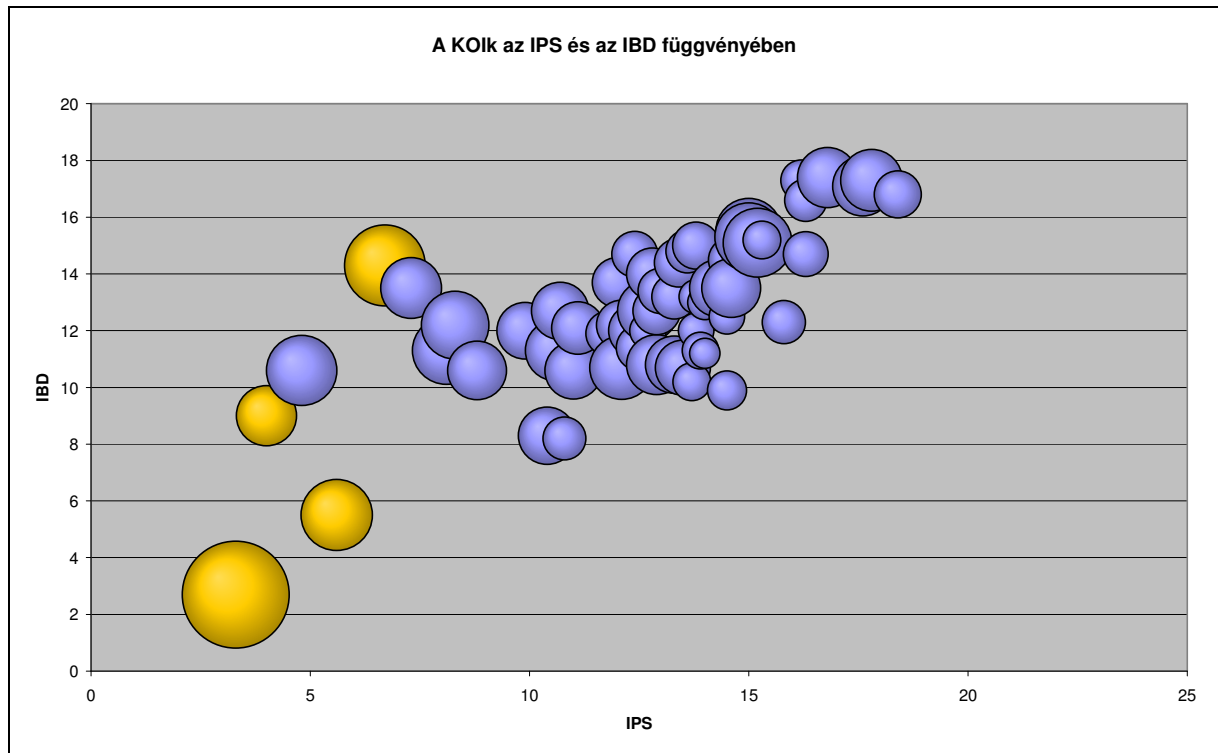
Több adattal rendelkező víztestek

	Típus	IPS		IBD	L-B	Makrozoo		Szaprob		KÖk				NH4-N				NO3-N				NO2-N				ÖN				PO4-P			
		IPS	Min.			É.	Min.	S	Min	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock	90%	MSZ	átl	Kock
Bokodi Kigyós, alsó	EM18	11,1	jó	12,1	1	3,68	IIIa	2,66	3	46	4	33	1	0,79	3	0,40	1	6,0	3	4,1	1	0,10	3	0,06	1	8,3	5,4	1	336	5	231	1	
Bokodi Kigyós, alsó	EM18	12,4	jó	12,0	2	3,73	IIIa			46	4	33	1	0,79	3	0,40	1	6,0	3	4,1	1	0,10	3	0,06	1	8,3	5,4	1	336	5	231	1	
DVCS, Akasztó	18	12,5	jó	11,4	5	3,42	IIIb			26	3	25	0	0,12	1	0,08	0	0,4	1	0,3	0	0,08	3	0,05	0	1,5	1,0	0	174	4	110	0	
DVCS, Sükösd	18	11,8	jó	11,9	5	4,28	IIb			39	3	24	0	0,22	2	0,13	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,4	1,4	0	232	4	109	0	
DVCS, Sükösd	18	13,3	jó	13,2	5	3,59	IIIa	2,60	3	39	3	24	0	0,22	2	0,13	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,4	1,4	0	232	4	109	0	
DVCS, Sükösd	18	16,3	kiváló	14,7	5	3,70	IIIa			39	3	24	0	0,22	2	0,13	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,4	1,4	0	232	4	109	0	
FTCS, Bátmonostor	Tó-13	15,3	kiváló	15,2	5	3,79	IIIa			27	3	17	0	0,90	3	0,40	1	1,8	2	0,8	0	0,07	3	0,04	0	2,7	1,7	0	80	3	64	0	
FTCS, Hercegszántó	Tó-13	10,8	k	8,2	5	4,10	IIb			28	3	22	0	0,18	1	0,09	0	1,3	2	0,5	0	0,04	3	0,02	0	1,7	1,1	0	66	3	31	0	
FTCS, Hercegszántó	Tó-13	13,6	jó	14,8	5	3,72	IIIa	2,52	3	28	3	22	0	0,18	1	0,09	0	1,3	2	0,5	0	0,04	3	0,02	0	1,7	1,1	0	66	3	31	0	
FTCS, Hercegszántó	Tó-13	15,8	kiváló	12,3	5	4,10	IIb			28	3	22	0	0,18	1	0,09	0	1,3	2	0,5	0	0,04	3	0,02	0	1,7	1,1	0	66	3	31	0	
Kigyós, Katymár	EM18	13,4	jó	14,4	6	3,70	IIIa			38	3	28	1	0,14	1	0,09	0	5,1	3	2,7	0	0,05	3	0,03	0	4,8	3,3	0	455	5	184	1	
Kigyós főgy. Bszgy.	EM18	10,4	k	8,3	5	3,80	IIIa			52	4	39	1	0,08	1	0,06	0	5,0	2	2,5	0	0,04	3	0,02	0	6,1	3,5	0	600	5	276	1	
Kigyós főgy. Bszgy.	EM18	10,7	k	12,7	5	3,60	IIIa	2,63	3	52	4	39	1	0,08	1	0,06	0	5,0	2	2,5	0	0,04	3	0,02	0	6,1	3,5	0	600	5	276	1	
Kigyós főgy. Bszgy.	EM18	13,3	jó	10,8	5	4,20	IIb			52	4	39	1	0,08	1	0,06	0	5,0	2	2,5	0	0,04	3	0,02	0	6,1	3,5	0	600	5	276	1	
Reketye-Bogárzó csat.	16	14,3	jó	13,5	5	4,50	IIb	3,82	5	44	4	39	1	0,21	2	0,10	0	4,0	2	2,3	0	0,06	3	0,03	0	5,4	3,9	0	238	4	141	0	
Reketye-Bogárzó csat.	16	11,0	k	10,6	2	4,10	IIb	2,73	3	44	4	39	1	0,21	2	0,10	0	4,0	2	2,3	0	0,06	3	0,03	0	5,4	3,9	0	238	4	141	0	
Sárközi I. Bátya	18	14,0	jó	11,2	5	3,68	IIIa			14	2	11	0	0,30	1	0,02	0	1,2	2	0,7	0	0,02	2	0,01	0	1,9	1,2	0	120	4	80	0	
Sárközi I. Dusnok	18	11,1	jó	12,1	2	3,30	IIIb	2,72	3	36	3	27	1	0,08	1	0,05	0	1,0	1	0,4	0	0,01	1	0,01	0				265	5	132	0	
Sárközi II.	18	13,0	jó	13,4	5	4,00	IIIa	2,57	3	37	3	25	0	0,08	1	0,05	0	0,3	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0	1,8	1,1	0	235	4	133	0	
Sárközi II.	18	14,6	jó	14,5	5	3,60	IIIa			37	3	25	0	0,08	1	0,05	0	0,3	1	0,2	0	0,01	1	0,01	0	1,8	1,1	0	235	4	133	0	
V. csatorna, Dunatétlen	18	12,7	jó	12,7	6	3,54	IIIa	2,64	3	69	5	44	1	0,10	1	0,06	0	0,4	1	0,2	0	0,02	2	0,01	0				120	4	72	0	
V. csatorna, Akasztó	18	13,7	jó	10,2	5	3,75	IIIa			23	3	17	0	0,32	2	0,20	0	1,5	2	0,7	0	0,03	2	0,02	0	2,7	1,9	0	106	4	94	0	

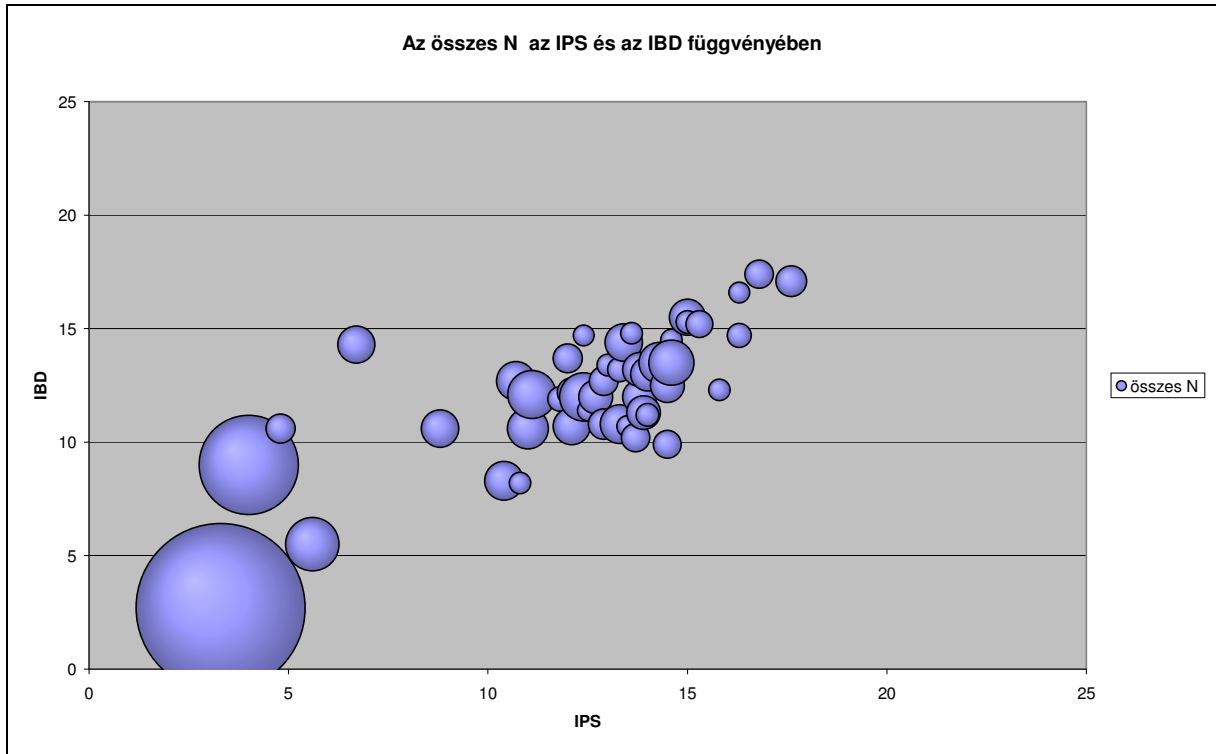
6. melléklet

*Az a-klorofill értékei a vizsgált vízfolyásokban
90%-os tartósság (régi minősítés), legrosszabb alapján (új minősítés)*

Név:	Típus	Viszonyítási alap	a-Klorofill, µg/l			
			régi érték	régi minősítés	új érték	új minősítés
Bácsbokodi-Kígyós-csatorna felső szakasz	26	15			5,6	(IV.)
Bácsbokodi-Kígyós-csatorna alsó szakasz	em 18	18	12,9 (32)	II. (III.)	18	V.
Csorna-Foktő-csatorna	26	18	19 (89)	II. (IV.)	10	IV.
Csukás-Csábor-csatorna	26	15			2,6	II.
Dunavölgyi-főcsatorna	26	19	23 (99)	III.	23	III.
Ferenc-tápcsatorna	26	18	39 (150)	III.	17	
Fűzvölgyi-főcsat. és Szelídi-tavi csat.	26	18			42	V.
Szelídi-tavi csatorna	26	-18			19	(V.)
I. övcsatorna	26	16			21	(V)
Igali-gravitációs-főcsatorna	26	16	41 (200)	III.	7	IV.
II. övcsatorna	26	16			35 (58)	(V)
II.övcSAT. Izsák-É		16				
III. övcsatorna	26	16			32	(V)
Karapancsai-főcsatorna	26	16			26	V.
Kígyós-főcsatorna, alsó	em 18	18	29 (400) (600)	III. V. V.	11 (31)	V. V.
Kígyós-főcsatorna	26	16			10	IV.
Kiskunsági-főcsatorna Kígyós-érrel	26	18	41 (83)	III.	26	V.
Mátételki-Kígyós, alsó	em 18	18			7,4	(IV.)
Reketye-Bogárfő-csatorna	26	16			6,4	IV.
Sárközi-I.-főcsatorna	26	18	27 (200)	III.	10	V.
Sárközi-II.-főcsatorna	26	18	10	II.	3,6	III.
Sípsa-Hajósi csatorna		18			26	V.
Godafoki csatorna		18			8,3	IV.
Compós csatorna		18			14	V.
Sárközi-III.-főcsatorna	26	18			10	V.
V.-csatorna	26	18	70	III.	39	V.
VII.-csatorna, Kiskőrös	26	18			21	V.
VII.-csatorna, Akasztó	26	18	8 (32)	I.	8	IV.
VII/c.-csatorna	26	15			8,3	IV.
XVII.-csatorna	26	16			37	V.
XVIII/a-csatorna	26	15			1	I.
XXI.-csatorna	26	15			4,4	III.
XXIII.-csatorna	26	15			5,9	IV.
XXX.-csatorna	26	18			19	V.
XXXI.-csatorna	26	18	21	II.		



9. melléklet



10. melléklet

