

**JAVASLAT A HÁTTÉRVÁLTOZÓK ÖKOLÓGIAI SZEMPONTÚ KIJELÖLÉSÉRE  
ÉS ÉRTÉKTARTOMÁNYAIRA AZ EURÓPAI UNIÓ VÍZ KERETIRÁNYELVÉNEK  
MAGYARORSZÁGI BEVEZETÉSÉHEZ****DÉVAI GYÖRGY<sup>°</sup> – WITTNER ILONA<sup>†</sup> – GRIGORSZKY  
ISTVÁN<sup>°</sup> – NAGY SÁNDOR ALEX<sup>°</sup>**

<sup>°</sup>Debreceni Egyetem, TEK, Természettudományi és Technológiai Kar, Hidrobiológiai Tanszék, 4032 Debrecen, Egyetem tér 1. – <sup>†</sup>Nyíregyházi Főiskola, Természettudományi Főiskolai Kar, Biológia Intézet, Hidrobiológia Csoport, 4400 Nyíregyháza, Sóstói út 31/b.

**PROPOSAL FOR THE HUNGARIAN IMPLEMENTATION OF THE  
EUROPEAN UNION WATER FRAMEWORK DIRECTIVE CONCERNING  
THE VERIFICATION AND RANGE VALUES DETERMINATION OF  
ECOLOGICAL BACKGROUND VARIABLES****GY. DÉVAI<sup>°</sup> – I. WITTNER<sup>†</sup> – I. GRIGORSZKY<sup>°</sup> – A.S. NAGY<sup>°</sup>**

<sup>°</sup>Department of Hydrobiology, Centre of Arts, Humanities and Sciences, Faculty of Science and Technology, University of Debrecen, Egyetem tér 1, H-4032 Debrecen, Hungary – <sup>†</sup>College of Nyíregyháza, Department of Science, Institute of Biology, Hydrobiology Group, Sóstói út 31/b, H-4400 Nyíregyháza, Hungary

**ABSTRACT** – In 2003 the Department of Hydrobiology, University of Debrecen has been mandated by the Ministry of Environment and Water Management to cooperate in tasks related to the implementation of the European Union Water Framework Directive (WFD) in Hungary. As a proposal the division of the Hungarian Great Plain ecoregion into subregions has been developed. A recommendation for the scope of ecologically important background variables and for the applicable range of categories and values of the System A and B typologies of rivers and lakes in Hungary has also been created. During the work along with the spirit of good ecological status criteria of the WFD the characteristics of the Hungarian Great Plain ecoregion and the diversity of the habitats and organisms were taken into account with emphasis. By the help of leading ecologists and hydrobiologists a survey has been conducted concerning the significance of alteration in certain background variables. Deriving from the gained results and experiences the

researchers have declared that during the construction of the Hungarian WFD typology the national proposals concerning the categorization of ecological water-body types and the applicable variables should be weighed heavily.

**Key words:** Water Framework Directive, Hungarian implementation, subregions, ecological variables, applicable range of categories and values.

## Tartalomjegyzék

1.	Bevezetés	102
2.	Javaslat a Magyar Alföld ökorégió szubrégiókra bontására	103
3.	Javaslat a kötelező tipológiák magyarországi alkalmazására	105
3.1.	Vízfolyásokra vonatkozó tipológiák	105
3.2.	Állóvizekre vonatkozó tipológiák	108
4.	Javaslat a szabadon választott tipológiákra vízfolyásoknál	113
4.1.	Tipológiák a VKI szerint	113
4.2.	Tipológiák a magyar kezdeményezésű javaslatok szerint	128
5.	Javaslat a szabadon választott tipológiákra állóvizeknél	137
5.1.	Tipológiák a VKI szerint	138
5.2.	Tipológiák a magyar kezdeményezésű javaslatok szerint	148
6.	Záró gondolatok	158
7.	Összefoglalás	168
8.	Köszönetnyilvánítás	168
	Irodalom	169

## 1. Bevezetés

A Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke 2003-ban megbízást kapott a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztériumtól, hogy az Európai Unió 2000-ben elfogadott Víz Keretirányelvének (Directive 2000; HOLLÓ 2002) hazai bevezetésével kapcsolatos feladatok ellátásában működjön közre. E munka során javaslatot kellett kidolgozni a Magyar Alföld ökorégió szubrégiókra tagolására, az ökológiai szempontból magyarországi viszonylatban figyelembe veendő háttérváltozók körére, továbbá a folyók és a tavak esetében a kötelező és a szabadon választott tipológiák hazánkban alkalmazandó értéktartományaira és osztályközeire.

Az Európai Unió Víz Keretirányelvének (a továbbiakban: VKI) hazai bevezetését célzó előkészítő munkánk során abból az alapelvből indultunk ki, hogy a VKI-t valóban "keretirányelv"-nek kell tekinteni, azaz a VKI csak egy általános és kellően bő foglalatú mindazoknak az ismérveknek, amelyek a jó ökológiai állapot megőrzéséhez és szükség esetén a visszaállításához szükségesek. Ha a jó ökológiai állapotot helyesen akarjuk értelmezni, akkor a VKI szellemének megfelelően a korábbinál jelentősebb szerepet és tágabb teret kell adni az élőhelyi és a biotikai sokféleség (diverzitás) érvényesülésének (ha ez nem így lenne, akkor nem is lenne szükség keretirányelvre). Ugyancsak a keretirányelv-jellegből következik, hogy az ökorégiónkénti alkalmazásnál nem szükséges szolgai módon

követni, azaz szó szerinti fordításban átültetni az angol terminológiát, hanem meg lehet, sőt meg is kell tartani azokat a helyi, azaz esetünkben magyar szakkifejezéseket, amelyek az itteni sajátosságokat anyanyelvünk gazdag szóincsanyaga által hűen visszatükrözni képesek.

Ezekből a megfontolásokból kiindulva a „river” és a „lake” szavak magyar megfelelője (folyó és tó) helyett dolgozatunkban a sokkal általánosabb vízfolyás és állóvíz szakkifejezéseket fogjuk használni minden olyan esetben, amikor nem konkrétan folyóról és tóról van szó (vö. DÉVAI 1976; DÉVAI et al. 1992, 1999). Hasonlóképpen a „water body” szó szerinti megfelelőjét, a víztest kifejezést is csak olyan esetekben használjuk, amikor egy-egy konkrét objektum, azaz víztér valamilyen szempont szerint elkülönülő vagy elkülönített részéről van szó (vö. DÉVAI et al. 2001b). A tipológia ismertetésénél szándékosan kerüljük az egyes háttérváltozók megjelölésére napjainkban egyre gyakrabban használt, de teljesen más értelmű „paraméter” és „komponens” kifejezéseket, helyette a tényező szót használjuk (PUSZTAI 2003). Az anyag összeállítása során – elsősorban a használhatóság érdekében – arra törekedtünk, hogy az egyes tipológiák szerinti javaslatok koherens és jól áttekinthető egységet alkossanak, ezért a különböző tipológiák összevetésénél előfordulnak ismétlések.

Az Európai Unió minden szinten, minden illetékes szervezete és vezetője révén kinyilvánította azt a véleményét (sőt talán jogosan mondhatjuk: meggyőződését), hogy nem a sokszínűség eltörlésére és megszüntetésére, hanem éppen annak fenntartására, s ahol szükséges és lehetséges, annak a helyreállítására törekszik. Éppen ezért kapott kiemelt szerepet az új szemléletben az ökológia, aminek egyik középpontjában éppen a sokféleség fogalma áll, hiszen a sokféleség a legszembetűnőbbben éppen az élővilág esetében nyilvánul meg (a populációk, a fajok és a társulások szintjén, s azok környezeti igényeit illetően egyaránt).

Az ökológiai szemlélet lett az alapja a régiók elkülönítésének is, amelyeket ezért neveznek – korántsem véletlenül – ökorégióknak. Aki tehát a VKI szellemét megérti, és annak szándékait helyesen értelmezi, annak módja és lehetősége van arra, hogy az adott ökorégió sajátosságait a saját rendszerében kifejezésre juttassa, hiszen a VKI szelleméből ennek az igénye szükségszerűen következik is. Ennek a szemléleti alapnak az érvényesítését az MTA Biológiai Tudományok Osztályának Ökológiai Bizottsága a 2003. február 18-án tartott ülésén elengedhetetlenül szükségesnek tartotta. Sajnálatos módon a valódi ökológiai vizsgálatok széles körű beindítását, s az ökológiai szemlélet érvényre jutását hazánkban mindeddig számos tényező akadályozta, s ezért a legtöbb kérdésben ma még az ökológusoknak nincs lehetőségük perdöntően nyilatkozni. A hazai tudományos kutatások gazdag eredményei alapján azonban a felvetődő problémák döntő többségében igen nagy valószínűséggel képesek releváns válaszokat adni és megoldási lehetőségeket kínálni a VKI sikeres és szakmailag is hiteles hazai adaptálásához.

## **2. Javaslat a Magyar Alföld ökorégió szubrégiókra bontására**

A VKI hazai előkészítése során az egyik legfontosabb és mielőbb eldöntendő probléma az ökorégiós tagolás. A VKI szerint az ország teljes területe

egyetlen ökorégióba („11. Hungarian lowlands” – Magyar Alföld) tartozik. Ez teljesen helyénvaló is európai nézőpontból. De a régiós tagolás ökológiai szempontból mindig dimenzionálisan hierarchikus, azaz ami kontinensnyi távlatban egységes, regionálisan már korántsem az. Különösen igaz ez a Kárpát-medencében, amelyet a nagy életföldrajzi (biogeográfiai) egységek között az ún. mozaikos biótok klasszikus példájaként szoktak említeni (még tankönyvi általánosságok szintjén is).

1992-ben elkészítettük (és publikáltuk – vö. DÉVAI et al. 1992) – sokféle szakmai szempontnak és számos szakember véleményének a figyelembe vételével – az ország ökológiai tájbeosztását. Ez az ökológiai követelményeknek megfelelően egy hierarchikus kategorizálás, ami 8 fő egységet (nagyját) tartalmaz. Ez nyilván túlzottan sok lenne a VKI megvalósíthatósága szempontjából, ezért kerestük a racionális és nemcsak ökológiai, hanem más tudományterületek szempontjából is elfogadható összevonás lehetőségét. Ennek eredményeként a következő javaslatot tesszük az alrégiók (szubrégiók) elkülönítésére (zárójelben feltüntetve, hogy az általunk készített ökológiai tájbeosztás szerinti nagyjátak közül melyek tartoznak az új egységbe):

- Nagyalföld (Dunai-Alföld, Tiszai-Alföld);
- Kisalföld (Kisalföld);
- Középhegységek (Dunántúli-középhegység, Északi-középhegység);
- Dél-Dunántúl (Dél-dunántúli-dombvidékek, Baranyai-szigethegységek);
- Nyugat-magyarországi-peremvidék.

A Nagyalföld elkülönítésének szükségessége vitán felül áll, két okból is: egyrészt az ország területének jelentős része ide tartozik, másrészt európai szintű unikalitás, hiszen ilyen jellegű és nagyságú síkvidéki terület az Európai Unió tagállamaiban egyáltalán nem található.

Hasonlóképpen önálló egységként érdemes kezelni a Kisalföldet is, hiszen a Nagyalföldtől térbelileg teljesen, s adottságaiban is számottevően elkülönül, a környező tájaktól pedig markánsan különbözik.

A Középhegységek külön egységként kezelése szintén szükséges, hiszen DNy-ÉK irányban húzódó elemei olyan összefüggő vonulatot alkotnak, amelyek a környező sík- és dombvidéki területektől egyértelműen elkülönülnek. Legfeljebb azon lehet a VKI szempontrendszerének és az itteni vízfolyások karakterének ismeretében elgondolkozni, hogy a területlehatárolásnál a peremvidékeket ne tekintsük-e a középhegységi régióhoz tartozónak.

A Dél-Dunántúlon fekvő két nagyját egyetlen egységbe történő összevonása abból a szempontból némi kompromisszummal elfogadhatónak minősíthető, hogy az itteni nagy kiterjedésű dombvidéki területekbe szépen belesimulnak a Baranyai-szigethegységek térbelileg elkülönülő tömbjei és előterei.

A Nyugat-magyarországi-peremvidék önálló arculata aligha vitatható, hiszen ez a változatos felépítésű és adottságú táj fekvése és jellege alapján az Alpok keleti előterének tekinthető.

Amennyiben az alökorégiók számát még tovább kellene csökkenteni, akkor esetleg a Kisalföld lenne összevonható az egyébként is sokszínű Nyugat-magyarországi-peremvidékkel, aminek néhány tájegysége mutat bizonyos hasonlóságot a Kisalföld szegélyterületeivel. Ebben az esetben viszont – a

félreértések elkerülése érdekében – ezt az új egységet (Nyugat-magyarországi-peremvidék + Kisalföld) Nyugat-Dunántúlnak célszerű nevezni. Végső soron az is elképzelhető megoldásnak tűnik, hogy a Dunántúlnak azt a részét, ami a Középhegységekhez és a Nagyalföldhöz tartozó részein kívül esik, teljes egészében összevonjuk, s Délnyugat-Dunántúl néven önálló egységnek tekintjük.

### 3. Javaslat a kötelező tipológiák magyarországi alkalmazására

A VKI szerinti tipizálás hazai adaptációjának előkészületi munkálatai során elsőként azokat a jellemzőket vetettük alá beható vizsgálatnak, amelyek a kötelező „A” rendszerbe tartoznak, de azokat a „B” rendszer alkalmazása esetén a hazai sajátosságoknak megfelelően tovább lehet bontani.

#### 3.1. Vízfolyásokra vonatkozó tipológiák

##### 3.1.1. Tengerszint feletti magasság

A VKI szerinti tipológia három magassági kategóriát tartalmaz:

- > 800 m (magas fekvésű terület),
- 200–800 m (középmagas fekvésű terület),
- < 200 m (alföldi terület).

Ökológiai szempontból a tengerszint feletti magasságra vonatkozó tipológiánál valamennyi víztér esetében a megítélés kulcskérdése az adott terület ún. hipszografikus görbéje, ami megmutatja, hogy az adott területnek milyen hányada esik a különböző magassági kategóriákba. Ennek fontosabb sarokpontjai – különös figyelemmel a VKI-ban megadott kategóriákra – az ország teljes területét 100%-nak véve az alábbiak:

- 82% 200 m alatti,
- 18% 200 m fölötti fekvésű.

Mindebből az következik, hogy inkább a 200 m alatti kategória megbontásán kell a továbbiakban gondolkodni, s nem a 200 m fölöttié. Több javaslat született előzetesen a 200 és 800 m közötti VKI kategória megbontására (SZILÁGYI 2002), de ezeknek nem látjuk értelmét, mivel például az 500 m-es új kategóriahatár bevezetésével 200–500 m közé esne a 200 m fölötti 18%-ból csaknem 17,5%, s a maradék 0,5%-ért – ami "vizes" szempontból amúgy is csak igen kevésbé releváns – nem látjuk értelmét annak, hogy a kategóriák számát gyarapítsuk.

Mindenképpen meggondolandónak tartjuk viszont a harmadik kategória, azaz a 200 m alatti rendkívül jelentős nagyságú terület további bontását. Ebben az esetben – a 82%-ot véve alapul – két változat jöhet szóba, az alábbi adatok figyelembe vételével:

- 100 m alatti terület 29,5%,
- 100–150 m közötti terület 36,5%,
- 150–200 m közötti terület 16%.

Ha az első kategóriának erre a háromra történő szétbontása – főleg a teljesíthetőség szempontjából – sok lenne, akkor a 100 m-es szint kijelölését tudjuk három okból is támogatni: (1) ez a tényleges síkvidéki jelleg jelentené az EU-ban a mi igazi vizes karakterünket; (2) a 150 és a 200 m-es határ aránytalanul közel lenne egymáshoz, s ezzel eltűnne az tényleges síkvidéki jelleg; (3) ha a 100 m alatti és a 100–150 m közötti területet összevonnánk, akkor aránytalanul nagy terület tartozna egy kategóriába (66%, szemben a megmaradó 16%-kal), míg a 100–200 m közötti összevonás esetén ez az arány valamivel kedvezőbb (52,5%, szembe a 29,5%-kal).

Mindezek alapján a következő kombinált tipológiai javaslatot tesszük, amelynek kategóriái az előírtnál jobban tükrözik a hazai viszonyokat, de a két utolsó kategória összevonásával a VKI szerinti értékelésre is lehetőséget adnak.

- > 800 m (magas fekvésű terület).
- 200–800 m (középmagas fekvésű terület).
- 100–200 m (alacsony fekvésű terület).
- < 100 m (igen alacsony fekvésű terület).

### 3.1.2. Vízyűjtő terület mérete

A VKI szerinti tipológia öt méretkategóriát tartalmaz:

- 10–100 km<sup>2</sup> (kis méretű vízgyűjtő terület),
- 100–1 000 km<sup>2</sup> (közepes méretű vízgyűjtő terület),
- 1 000–10 000 km<sup>2</sup> (nagy méretű vízgyűjtő terület),
- > 10 000 km<sup>2</sup> (igen nagy méretű vízgyűjtő terület).

A vízgyűjtő terület méretén alapuló tipológiában a második kategória megbontását javasoljuk. Ökorégióink geomorfológiai adottságaiból fakadóan ugyanis a valóban hazai (tehát a nem külföldről érkező) vízfolyások döntő többsége a VKI szerinti 100–1 000 km<sup>2</sup> közötti kategóriába esik. Ez olyan túlsúlyt és egységesítést jelentene, ami semmiképpen nem kívánatos, ezért célszerűnek látjuk ennek a kategóriának a kettébontását, a következőképpen: 100–500 km<sup>2</sup>, 500–1 000 km<sup>2</sup>.

Meg kell még jegyeznünk hogy hazai szempontból a 10 km<sup>2</sup> alatti vízgyűjtő méretet sem tartjuk elvethetőnek, így az utolsó kategóriánál nem javasolunk alsó értékhatárt megadni. SZILÁGYI (2002) a negyedik kategória után beiktatna egy további is (10 000–100 000 km<sup>2</sup>), ezt a javaslatot azonban hazai szempontból nem tartjuk támogathatónak.

Mindezek alapján a következő kombinált tipológiai javaslatot tesszük, amelynek kategóriái az előírtnál jobban tükrözik a hazai viszonyokat, de a negyedik és az ötödik kategória összevonásával a VKI szerinti értékelésre is lehetőséget adnak.

- < 100 km<sup>2</sup> (igen kis méretű vízgyűjtő terület).
- 100–500 km<sup>2</sup> (kis méretű vízgyűjtő terület),
- 500–1 000 km<sup>2</sup> (közepes méretű vízgyűjtő terület),
- 1000–10 000 km<sup>2</sup> (nagy méretű vízgyűjtő terület),
- > 10 000 km<sup>2</sup> (igen nagy méretű vízgyűjtő terület),

### 3.1.3. Geológiai jelleg

A VKI szerinti tipológia három kategóriát tartalmaz:

- meszes,
- szilikátos,
- szerves.

Ez a fontos háttérváltozó, ami egyik kiindulópontját képezi a további csoportosításoknak is, igen sok félreértés forrása lehet, ha nem határozzuk meg pontosan és egyértelműen, hogy mire vonatkozik. Attól függően ugyanis, hogy a geológiai jelleget a mederben lévő vízre, a mederben képződött üledékre vagy a meder aljzatát képező alapkőzetre vonatkoztatjuk, teljesen más besorolást kaphatunk. Ha pedig az előbbi viszonyítási alapokat még váltogatjuk is (azaz hol az egyiket, hol a másikat tüntetjük ki), akkor egész rendszerünk inkongruenssé válik. Álláspontunk szerint akkor járunk el helyesen, ha viszonyítási alapnak mindig az alapkőzetet tekintjük.

Az ökológiai szempontú alapkőzet-tipológiára 1992-ben készítettünk egy részletes javaslatot (vö. DÉVAI et al. 1992). Ez azonban túlságosan sok (46) kategóriát tartalmaz, s még a fő típusok száma is jelentős (9) a VKI szempontjából. Úgy tűnhet tehát, legalábbis első közelítésben, hogy a VKI-ban javasolt három fő típus elég.

A kérdés kicsit alaposabb tanulmányozása alapján azonban arra a következtetésre lehet jutni, hogy talán mégis indokolt lenne ökorégióink szempontjából egy csekély mértékű bővítés. Az ország területének ugyanis csak elhanyagolható (százalékosan szinte kifejezhetetlen) része tartozik a "szerves" kategóriába, legfeljebb néhány apró valódi láp és egy-egy részlete néhány állóvíznek (pl. a Kis-Balatonnak), ahol jelentős tőzefelhalmozódás van. Az ökológiai vizsgálatok ugyanis azt mutatják, hogy még azokon a helyeken is igen csekély a litoszférában a szerves üledékek aránya, ahol azt jelentősnek gondolnánk.

Ökorégióink geológiai adottságaiból az is következik, hogy a "meszes" kategória részaránya is csekély lesz, közelítőleg 10%. Így a "szilikátos" típusba fog tartozni az ország döntő hányada. Azt viszont mindenképpen kifogásolni lehet ökológiai szempontból, hogy mondjuk egy hegyvidéki andeziten, egy dombvidéki agyagmárgán vagy egy síkvidéki homokon lévő víztér ugyanabba a kategóriába kerül. Éppen ezért legalább a negyedidőszakban (a pleisztocénben és a holocénben) keletkezett üledékeket (a túlnyomórészt folyóvízi eredetű homokot és kavicsot, továbbá a pleisztocén futóhomokot, lösz és lejtőagyagot) el kellene különíteni, hiszen ezek borítják az ország területének mintegy kétharmadát. A maradék mintegy egyötöd rész döntő többségét három nagy típus alkotja: (1) vulkanikus (magmás) eredetű kőzetek (mint pl. gránit, riolit, andezit, bazalt) kb. egynegyed részben; (2) nem karbonátos üledékes kőzetek (mint pl. homokkő, agyagpala, márga) kb. háromnegyed részben; (3) átalakult (metamorf) kőzetek (mint pl. gneisz, fillit, csillámpala) elenyésző nagyságú területen.

Megfelelő adatsorok hiányában azt nem lehet egyértelműen és biztonsággal kimondani, hogy ezek az utóbbi típuson belüli különbségek nem játszanak szerepet a vízfolyások (s különösen az állóvizek) ökológiai minőségének alakításában, de mivel térbelileg is jórészt összefüggő egységet alkotnak, első

közelítésben elképzelhetőnek tartjuk az összevonásukat, főként akkor, ha a részletesebb felosztás a VKI megvalósíthatóságát a jelenlegi fázisban veszélyezteti. Mindezekből következően javasolható a "szilikátos" kategória kettébontása is, mégpedig egy viszonylag egyveretű "fiatal (negyedkori)" és egy időben és minőségileg is igen vegyes "idős (karbon-pliocén) szilikátos" kategóriára.

Mindezek alapján a következő, s kizárólag az alapkőzetre vonatkozó kombinált tipológiai javaslatot tesszük, amelynek kategóriái az előírtnál jobban tükrözik a hazai viszonyokat, de a második és a harmadik kategória összevonásával a VKI szerinti értékelésre is lehetőséget adnak.

- Meszes alapkőzettípus.
- Fiatal (negyedkori) szilikátos alapkőzettípus.
- Idős (karbon-pliocén) szilikátos alapkőzettípus.
- Szerves (tőzeges) alapkőzettípus.

## **3.2. Állóvizekre vonatkozó tipológiák**

### **3.2.1. Tengerszint feletti magasság**

A VKI szerinti tipológia három magassági kategóriát tartalmaz:

- > 800 m (magas fekvésű terület),
- 200–800 m (középmagas fekvésű terület),
- < 200 m (alföldi terület).

Ökológiai szempontból a tengerszint feletti magasságra vonatkozó tipológiánál valamennyi víztér esetében a megítélés kulcskérdése az adott terület ún. hipszografikus görbéje, ami megmutatja, hogy az adott területnek milyen hányada esik a különböző magassági kategóriákba. Ennek fontosabb sarokpontjai – különös figyelemmel a VKI-ban megadott kategóriákra – az ország teljes területét 100%-nak véve az alábbiak:

- 82% 200 m alatti,
- 18% 200 m fölötti fekvésű.

Mindebből az következik, hogy inkább a 200 m alatti kategória megbontásán kell a továbbiakban gondolkodni, s nem a 200 m fölöttién. Több javaslat született előzetesen a 200 és 800 m közötti VKI kategória megbontására (SZILÁGYI 2002), de ezeknek nem látjuk értelmét, mivel például az 500 m-es új kategóriahatár bevezetésével 200–500 m közé esne a 200 m fölötti 18%-ból csaknem 17,5%, s a maradék 0,5%-ért – ami "vizes" szempontból amúgy is csak igen kevésbé releváns – nem látjuk értelmét annak, hogy a kategóriák számát gyarapítsuk.

Mindenképpen meggondolandónak tartjuk viszont az első kategória, azaz a 200 m alatti rendkívül jelentős nagyságú terület további bontását. Ebben az esetben – a 82%-ot véve alapul – két változat jöhet szóba, az alábbi adatok figyelembe vételével:

- 100 m alatti terület 29,5%,
- 100–150 m közötti terület 36,5%,

- 150–200 m közötti terület 16%.

Ha az első kategóriának erre a háromra történő szétbontása – főleg a teljesíthetőség szempontjából – sok lenne, akkor a 100 m-es szint kijelölését tudjuk három okból is támogatni: (1) ez a tényleges síkvidéki jelleg jelentené az EU-ban a mi igazi vizes karakterünket; (2) a 150 és a 200 m-es határ aránytalanul közel lenne egymáshoz, s ezzel eltűnne az tényleges síkvidéki jelleg; (3) ha a 100 m alatti és a 100–150 m közötti területet összevonnánk, akkor aránytalanul nagy terület tartozna egy kategóriába (66%, szemben a megmaradó 16%-kal), míg a 100–200 m közötti összevonás esetén ez az arány valamivel kedvezőbb (52,5%, szembe a 29,5%-kal).

Mindezek alapján a következő kombinált tipológiai javaslatot tesszük, amelynek kategóriái az előírtnál jobban tükrözik a hazai viszonyokat, de a két utolsó kategória összevonásával a VKI szerinti értékelésre is lehetőséget adnak.

- > 800 m (magas fekvésű terület).
- 200–800 m (középmagas fekvésű terület).
- 100–200 m (alacsony fekvésű terület).
- < 100 m (igen alacsony fekvésű terület).

### 3.2.2. Vízfelület nagysága

A VKI szerinti tipológia négy kategóriát tartalmaz:

- 0,5–1,0 km<sup>2</sup>,
- 1–10 km<sup>2</sup>,
- 10–100 km<sup>2</sup>,
- > 100 km<sup>2</sup>.

Az állóvizek felszínének nagyságán alapuló kategorizálás – az ökológiai érvek mellett elsősorban természetvédelmi megfontolásból – feltétlenül kiegészítésre szorul, mégpedig ökorégióink természeti adottságaiból következően az alsó mérettartományoknál. Indoklasképpen tekintsünk át néhány adatot a példamutatóan részletes hazai hidrológiai felmérések alapján. A „Magyarország állóvizeinek katasztere” (1962) című munka szerint a 0,5 hektárnál nagyobb kiterjedésű hazai állóvizek száma 1172 (az 1950–1952. évi térképlapok alapján). Emellett a kötetnek „Az 1951-61 években létesült jelentékenyebb halastavak, tározók és bányagödrök” feliratú táblázata még további 185 vízteret (158 halastavat, 11 tározót és 16 bányagödröt) tartalmaz. Ökológiai és természetvédelmi szempontból nem hagyhatjuk figyelmen kívül a vizes élőhelyek ('wetlands') kategóriájába tartozó objektumokat sem. Ezek közül az 5 hektárnál nagyobbak száma a „Magyarország vizenyős területeinek katasztere” (1965) című munka szerint 1824, amelyek közül 113 100 hektárnál is nagyobb.

Mint látható, a hazai vízterek száma igen jelentős. Ezek közül azonban a negyedik kategóriába mindössze három víztér tartozik, a Balaton, a Fertő és a Tisza-tó (bár az utóbbit aligha lehet egységes vízfelületként kezelni). A további kategóriákhoz tartozásra példaképpen most csak az alföldi víztereket elemezzük, az állóvízkataszterben megadott kiterjedés alapján. A 0,5 hektárnál nagyobb alföldi állóvizek mintegy 90%-a VKI alsó határa (50 ha) alá esik, azaz nem is kellene őket

figyelembe venni. A maradék 10%-ból mindössze 1 víztér esik a VKI szerinti harmadik kategóriába, kb. 5–5% pedig a másodikba és az elsőbe. Ez a 10%-os arány is nagyon csalóka azonban, hiszen az ide tartozó vízterek többsége nem egytagú, hanem több különálló részből állnak, s csak az állóvízkataszter sajátos szerkesztési módja miatt esnek ebbe a kategóriába (az egyedülként harmadik kategóriás „hortobágyi halastó” például 1270 ha kiterjedésű, de 11 különálló részből áll; a második kategóriás „biharugrai halastavak” 505 ha kiterjedésű, de szintén 11 különálló részből áll; az első kategóriás 80 ha kiterjedésű „csongrádi Holt Tisza” pedig négy különálló részből áll). Ez azt jelenti, hogy az alföldi vízterek közül ebből a 10%-ból valójában csak mintegy 5% kerülne be a VKI hatókörébe. S a helyzet országosan is hasonló, hiszen geomorfológiai adottságainkból fakadóan ökorégióink nem rendelkezik igazán jelentős vízfelületű domb- és hegyvidéki vízterekkel sem.

A VKI szerinti kategorizálásból kimaradó hazai vízterek között számos igen értékes található, amelyek nemcsak hazai, hanem nemzetközi szempontból is egyediek (unikálisak). Ezekkel jelentős mértékben gazdagítjuk Európa természeti képét (főként élőhelyi és biotikai diverzitását), mivel annak jelentős részén ilyen típusú vízterek vagy nem találhatók, vagy már csaknem teljesen eltűntek.

Úgy véljük, nem engedhetjük meg sem aktuálisan, sem perspektivikusan, hogy ilyen jelentős számú és komoly természeti értéket képviselő hazai vízteret figyelmen kívül hagyjunk. Megoldási javaslatunk a következőképpen foglalható össze. Szóba jöhet, s ökológiai szempontból kétségkívül ez a legjobban támogatható megoldás, hogy felületnagyság szerinti alsó határt egyáltalán ne jelöljünk ki. De ha kijelölünk, akkor ez a határ semmiképpen ne legyen nagyobb 5 hektárnál (0,05 km<sup>2</sup>-nél), nehogy olyan kiemelkedően értékes vízterek, mint például a csarodai Báb-tava (Európa két legdélebbi fekvésű síkvidéki tőzegmohalápjának egyike) vagy a keleméri Kis-Mohos ne legyenek besorolhatók. Ha csak egy kategóriát illesztünk be, akkor a "< 0,5 km<sup>2</sup>" jön be új kategóriaként. De ebben az esetben ez fogja tartalmazni az alföldi vízterek 90%-át. Ezért meggondolandónak tartjuk, hogy két kategóriát iktassunk be, a következőképpen: < 0,05 km<sup>2</sup>, ill. 0,05–0,5 km<sup>2</sup>. Ebben az esetben az első kategóriába az alföldi állóvizek mintegy 50%-a, a másodikba pedig 40%-a fog kerülni, ami elég egyenletes eloszlást biztosít. Természetesen az a teljesíthetőség szempontjából fontos lehetőség megmarad, hogy ebből a rendkívül nagy számú víztérből csak az ökológiai és természetvédelmi szempontból fontosak legyenek a rendszerbe felvéve, hiszen az EU felé azoknak a víztereknek, amelyek a VKI szerinti alsó határ alá esnek, nem vagyunk kötelesek mindegyikét számba venni.

Mindezek alapján a következő kombinált tipológiai javaslatot tesszük, amelynek kategóriái az előírtnál jobban tükrözik a hazai viszonyokat, de az első két kategória figyelmen kívül hagyásával a VKI szerinti értékelésre is lehetőséget adnak.

- < 0,05 km<sup>2</sup> vízfelületű, apró állóvíz.
- 0,05–0,5 km<sup>2</sup> vízfelületű, kis méretű állóvíz.
- 0,5–1,0 km<sup>2</sup> vízfelületű, közepes méretű állóvíz.
- 1–10 km<sup>2</sup> vízfelületű, mérsékelten nagy méretű állóvíz.
- 10–100 km<sup>2</sup> vízfelületű, nagy méretű állóvíz.
- > 100 km<sup>2</sup> vízfelületű, hatalmas állóvíz.

### 3.2.3. Átlagos mélység

A VKI szerinti tipológia három kategóriát tartalmaz:

- < 3 m,
- 3–15 m,
- > 15 m.

Az állóvizeknél ezt az átlagos mélységen alapuló kategorizálást mindenképpen ki kell egészíteni egy köztes értékkel. A Ramsari Egyezmény Magyar Nemzeti Bizottsága ugyanis gazdag szakmai eredményekre és tapasztalatokra alapozva, széles körű véleményegyeztetés után a mi ökorégióinkra a 2 m-es – mégpedig a középvízállásra vonatkoztatott felületarányos – vízmélységet fogadta el határként a vízi (akvatikus) és a vizes (szemiakvatikus) élőhelyek között.

Ezt a javaslatot időközben a Ramsari Egyezmény is elfogadta, a hazai kutatási eredmények pedig a helyességét többszörösen visszaigazolták, s hamarosan jogszabályi háttére is lesz. Mindezekből következően egy további kategória (< 2 m) beiktatása feltétlenül indokolt, s így a korábbi „< 3 m” kategória átalakul „2–3 m” közöttivé. A vízmélység megítélésével kapcsolatos kedvezőtlen tapasztalataink alapján – különösen a hazai körülmények között olykor elég nagy mértékű vízszintingadozás miatt – nagyon fontosnak tartjuk hangsúlyozni, hogy az átlagos mélység a középvízállásra vonatkoztatott felületarányos közepes vízmélységet jelenti.

Mindezek alapján a következő kombinált tipológiai javaslatot tesszük, amelynek kategóriái az előírtnál jobban tükrözik a hazai viszonyokat, de az első két kategória összevonásával a VKI szerinti értékelésre is lehetőséget adnak.

- < 2 m átlagos mélységű, igen sekély állóvíz.
- 2–3 m átlagos mélységű, sekély állóvíz.
- 3–15 m átlagos mélységű, mély állóvíz.
- > 15 m átlagos mélységű, igen mély állóvíz.

### 3.2.4. Geológiai jelleg

A VKI szerinti tipológia három kategóriát tartalmaz:

- meszes,
- szilikátos,
- szerves.

A geológiai jelleggel kapcsolatban a vízfolyásoknál elmondottak az állóvizekre is érvényesek, sőt az állóvizeknél ezek a hatások még sokkal kifejezettebbek is, hiszen a helyben maradó víztömeget és üledéket az alapkőzet jóval nagyobb mértékben befolyásolhatja (esetleg bizonyos mértékig meg is határozhatja), mint a gyors vízcseréjű és jelentős üledékmozgású vízfolyásokét. Ebben az esetben tehát sokkal inkább komoly félreértések forrása lehet, ha nem határozzuk meg pontosan és egyértelműen, hogy a geológiai jelleg mire vonatkozik. Attól függően ugyanis, hogy a geológiai jelleget a mederben lévő vízre, a mederben képződött üledékre vagy a meder aljzatát képező alapkőzetre

vonatkoztatjuk, teljesen más besorolást kaphatunk. Ha pedig az előbbi viszonyítási alapokat még változtatjuk is (azaz hol az egyiket, hol a másikat tüntetjük ki), akkor egész rendszerünk inkongruenssé válik. Álláspontunk szerint akkor járunk el helyesen, ha viszonyítási alapnak mindig az alapkőzetet tekintjük.

Az ökológiai szempontú alapkőzet-tipológiára 1992-ben készítettünk egy részletes javaslatot (vö. DÉVAI et al. 1992). Ez azonban túlságosan sok (46) kategóriát tartalmaz, s még a fő típusok száma is jelentős (9) a VKI szempontjából. Úgy tűnhet tehát, legalábbis első közelítésben, hogy a VKI-ban javasolt három fő típus elég.

A kérdés kicsit alaposabb tanulmányozása alapján azonban arra a következtetésre lehet jutni, hogy talán mégis indokolt lenne ökorégióknak szempontjából egy csekély mértékű bővítés. Az ország területének ugyanis csak elhanyagolható (százalékosan szinte kifejezhetetlen) része tartozik a "szerves" kategóriába, legfeljebb néhány apró valódi láp és egy-egy részlete néhány állóvíznek (pl. a Kis-Balatonnak), ahol jelentős tőzegfelhalmozódás van. Az ökológiai vizsgálatok ugyanis azt mutatják, hogy még azokon a helyeken is igen csekély a litoszférában a szerves üledékek aránya, ahol azt jelentősnek gondolnánk.

Ökorégióknak geológiai adottságaiból az is következik, hogy a "meszes" kategória részaránya is csekély lesz, közelítőleg 10%. Így a "szilikátos" típusba fog tartozni az ország döntő hányada. Azt viszont mindenképpen kifogásolni lehet ökológiai szempontból, hogy mondjuk egy hegyvidéki andeziten, egy dombvidéki agyagmárgán vagy egy síkvidéki homokon lévő víztér ugyanabba a kategóriába kerül. Éppen ezért legalább a negyedidőszakban (a pleisztocénben és a holocénben) keletkezett üledékeket (a túlnyomórészt folyóvízi eredetű homokot és kavicsot, továbbá a pleisztocén futóhomokot, lösz és lejtőagyagot) el kellene különíteni, hiszen ezek borítják az ország területének mintegy kétharmadát. A maradék mintegy egyötöd rész döntő többségét három nagy típus alkotja: (1) vulkanikus (magmás) eredetű kőzetek (mint pl. gránit, riolit, andezit, bazalt) kb. egynegyed részben; (2) nem karbonátos üledékes kőzetek (mint pl. homokkő, agyagpala, márga) kb. háromnegyed részben; (3) átalakult (metamorf) kőzetek (mint pl. gneisz, fillit, csillámpala) elenyésző nagyságú területen.

Megfelelő adatsorok hiányában azt nem lehet egyértelműen és biztonsággal kimondani, hogy ezek az utóbbi típuson belüli különbségek nem játszanak szerepet a vízfolyások (s különösen az állóvizek) ökológiai minőségének alakításában, de mivel térbelileg is jórészt összefüggő egységet alkotnak, első közelítésben elképzelhetőnek tartjuk az összevonásukat, főként akkor, ha a részletesebb felosztás a VKI megvalósíthatóságát a jelenlegi fázisban veszélyezteti. Mindezekből következően javasolható a "szilikátos" kategória kettébontása is, mégpedig egy viszonylag egyveretű "fiatal (negyedkori)" és egy időben és minőségileg is igen vegyes "idős (karbon-pliocén) szilikátos" kategóriára.

Mindezek alapján a következő, s kizárólag az alapkőzetre vonatkozó kombinált tipológiai javaslatot tesszük, amelynek kategóriái az előírtnál jobban tükrözik a hazai viszonyokat, de a második és a harmadik kategória összevonásával a VKI szerinti értékelésre is lehetőséget adnak.

- Meszes alapkőzettípus.
- Fiatal (negyedkori) szilikátos alapkőzettípus.

- Idős (karbon-pliocén) szilikátos alapkőzettípus.
- Szerves (tőzeges) alapkőzettípus.

#### 4. **Javaslat a szabadon választott tipológiákra vízfolyásoknál**

A vízfolyások esetében a VKI-ban megadott szabadon választható tényezők tipizálása nagyon sok inkongruenciával terhelt. Igazi érteleme nyilván csak azokban az esetekben van, amikor a víztér egy-egy meghatározott és kisebb területű szakaszának (azaz víztestjének), ill. egy-egy mintavételi vagy monitorozási helyszínnek a jellemzéséhez akarjuk felhasználni. S minél jelentősebb egy adott vízfolyás nagyságrendje, annál több problémát vet fel a legtöbb esetben az egyes tényezőknek az egész vízfolyásra történő egzakt megállapítása ('kiterjesztése'), mind elméleti, mind módszertani téren. Gondoljunk csak bele, hogy a legtöbb nagy folyó is kis patakként ered, s ezért korántsem egyszerű kérdés, hogy mit tekintsünk például a teljes (a forrástól a torkolatig értendő) Tisza közepes szélességének vagy mélységének, ill. melyik vízhozam-kategóriába soroljuk. Éppen ezért azt a megoldást javasoljuk, hogy amennyiben ezeket a tényezőket a vízfolyások általános jellemzésére is fel kell használni, akkor a vízfolyásokat szakaszokra kell tagolni, s először az egyes szakaszokra vonatkozó értékeket kell meghatározni, majd ezeknek az adatoknak az alapján, a vízfolyás teljes hosszából való részesedés arányában lehet a vízfolyás egészére vonatkozó értéket megállapítani. Feltétlenül meg kívánjuk azonban jegyezni, hogy a szakaszokra vonatkozó átlagos/közepes értékek megállapításához szükséges algoritmus kidolgozása is még további alapos és széles körű felmérő, feldolgozó és értékelő munkát igényel.

A tipológia kialakításánál – a VKI szellemének megfelelően – mindig arra törekedtünk, hogy a lehető legkevesebb (általában 3–4) osztályközzel kíséreljük meg a teljes jelleg- vagy értéktartományt átfogó jellemzést megoldani. Több esetben viszont szükségesnek láttuk, hogy kettős kategorizálási módra is javaslatot tegyünk: egy árnyaltabb és részletesebb besorolást biztosító 5–6 osztályközös, ill. egy átfogóbb, de elnagyoltabb besorolásra lehetőséget nyújtó 3 osztályközös kategorizálásra.

#### 4.1. **Tipológiák a VKI szerint**

Az alábbi tipológiai javaslat kidolgozásánál fő célunk egy egységes tipizálási rendszer kialakítása volt, ezért szándékosan nem tettünk különbséget a tipológia, ill. az indikáció szempontjából szóba jöhető tényezők („paraméterek”) között. Kétségtelen ugyan, hogy az emberi hatás tükröződésének mértéke a két tényezőcsoportnál nagyságrendileg jelentősen különbözik, a tipológiának azonban megítélésünk szerint ettől függetlenül azonos elvi alapokon kell nyugodnia.

##### 4.1.1 **Távolság a folyó forrásától**

Tipológiai szempontból kétséget kizáróan jelentős tényező, amellyel kapcsolatban azonban komoly értelmezési nehézségek is felmerülhetnek, különösen a mindennapi munka során. Erre lehet következtetni SZILÁGYI (2002)

javaslatából is, aki a tipológiába inkább a folyótorkolattól való távolságot látná célszerűnek bevonni. Ennek az elgondolásnak kétségtelenül lenne annyi előnye, hogy ebben az esetben nem kerülnénk szembe azokkal a problémákkal, amelyek a vízfolyások forráságainak azonosításával kapcsolatban merülnek fel, s amelyek az olykor jelentős mértékben eltérő értelmezésből adódóan komoly hosszúságbeli különbségeket is eredményezhetnek. Ilyen esetek fordulhatnak elő például akkor, ha a folyó azonos utónevű, de több előnévvel ellátott ágból fakad (pl. Tisza, Szamos, Kettős- és Hármaskörös), vagy ha a vízfolyás neve csak több eltérő nevű vízfolyás egyesülését követően jelenik meg (pl. Bodrog, Kösely, Lónyai-főcsatorna). Ezekben az esetekben természetesen meg kell oldani a vízfolyás hosszának egyértelmű pontosítását, oly módon, hogy megadjuk annak a forrásának a nevét is, amelyet az adott vízfolyáshoz tartozónak veszünk (pl. a Tisza esetében a Fekete-Tiszát; a Kettős- és a Hármaskörös esetében a Fehér-Köröst; a Bodrog esetében a Latorcát; a Kösely esetében a Kondorost). Az egyes forráságak hosszának feltüntetésére azonban nemcsak lehetőség van (pl. zárójelben a teljes hossz szerinti részletezést megadva), hanem ennek a megoldásnak az alkalmazása egyenesen kívánatos is.

Ökológiai szempontból csak olyan tipológiai besorolás fogadható el, ami a lehető legteljesebb hosszúságot figyelembe veszi. Roppant félrevezető lenne ugyanis, ha például a Hármaskörös ökológiai jellemzésénél a háttérváltozók adatait kizárólag a tényleges Hármaskörös hosszára, azaz csak 91 km-es (azaz közelítőleg a Pinka vagy a Lónyai-főcsatorna hosszának megfelelő) vízfolyáshosszra vonatkoztatnánk [holott a leghosszabb forráságat, a Fehér-Köröst (235 km), ill. a Kettős-Köröst (37 km) is figyelembe véve az adatok egy 363 km hosszú folyóra jellemző viszonyokat tükröznek]. SZILÁGYI (2002) javaslata tehát a nevezéktanból adódó gondokra jó megoldást jelent ugyan (mert a torkolattól való távolság szerinti tipizálásnál a Hármaskörös, a Kettős-Körös és a Fehér-Körös külön-külön értelmezhető), de ökológiai szempontból csak akkor lenne elfogadható, ha ebben az esetben is kijelölnénk a forrásig vezető utat. Így viszont jobbnak látjuk megmaradni a forrás és a torkolat közötti távolságra alapozott tipizálásnál, azzal a megjegyzéssel, hogy természetesen a különböző nevű forráságak (pl. a Fehér-Körös) önállóan is tipizálhatók, de az új névvel ellátott vízfolyásszakaszok hossza mindig a forráságakkal együtt kell képezze a besorolás alapját (a Kettős-Körösé a Fehér-Körössel együtt, a Hármaskörösé pedig a Kettős-Körössel és a Fehér-Körössel együtt).

Vízértipológiai szempontból tehát akkor tekinthetjük egyértelműnek ezt a tényezőt, ha egy adott vízfolyás esetében a távolság fogalmán a forrás (tehát a tényleges kiindulópont, nem pedig a név szerinti kezdet) és a torkolat közötti hosszúságot értjük. Ez egy viszonylag egyszerűen megvalósítható tipizálás, hiszen a hazai vízfolyások hosszára vonatkozóan a vízrajzi szolgálat és a vízügyi igazgatóságok minden bizonnyal már ma is naprakész adatokkal rendelkeznek.

Különösen fontos ennek a tényezőnek az értelmezése és figyelembe vétele abban az esetben, ha nem az egész folyót, mint vízteret, hanem annak csak egy részét (szakaszát), mint víztestet kell jellemezni ezzel a tényezővel. A forrástól való távolság ugyanis a referenciaként kijelölt víztestekkel, ill. a mintavételi és a monitorozási helyszínekkel kapcsolatos orientációban is nyilvánvalóan kiemelkedő jelentőségű.

Az erre a tényezőre vonatkozó adatokat meg lehetne adni konkrét és pontos folyamkilométerben is, de sokkal jobban használható és összehasonlítható információt nyújt egy tipológiában rögzített osztályközbe történő besorolás.

A tipológia alapját képező osztályközbe sorolásra vonatkozó javaslatot elsősorban a hazai vízhálózatot alkotó vízfolyások hosszmérete alapján látszott célszerűnek kialakítani, ez ugyanis módot ad nemcsak a kijelölt víztestek vagy mintavételi/monitorozási helyszínek besorolására, hanem maguknak a vízfolyásoknak a kategorizálására is. Ugyanakkor helyesnek tartottuk figyelembe venni a vízfolyások tipizálására vonatkozóan általunk korábban megadott kategória határokat is (DÉVAI 1976; DÉVAI et al. 1992, 1999, 2001b).

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 6 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

6 osztályközös tipizálás.

- < 25 km-es teljes vízfolyáshossz.
- 25–50 km közötti teljes vízfolyáshossz.
- 50–100 km közötti teljes vízfolyáshossz.
- 100–250 km közötti teljes vízfolyáshossz.
- 250–1000 km közötti teljes vízfolyáshossz.
- > 1000 km-es teljes vízfolyáshossz.

3 osztályközös tipizálás.

- < 50 km-es teljes vízfolyáshossz.
- 50–250 km közötti teljes vízfolyáshossz.
- > 250 km-es teljes vízfolyáshossz.

Megjegyzés: ha a tipizálás nem a teljes vízfolyásra vonatkozik, akkor vízfolyáshosszon az adott (pl. referenciaként kijelölt) víztestnek a forrástól távolabb eső végéig, ill. az adott szelvényig (pl. mintavételi/monitorozási helyszíning) mért távolságát kell érteni.

#### 4.1.2. Áramlási energia

Az áramlási energia, ami a vízhozam és az esés függvénye, ökológiai szempontból a vízfolyások kielégítő mértékű jellemzéséhez feltétlenül szükséges tényező, amelynek azonban az értelmezésénél, különösen pedig a megállapításánál komoly nehézségekbe ütközünk.

A VKI szerint az áramlási energia elsősorban a vízhozam és az esés függvénye, ami első közelítésben teljes mértékben elfogadható. Ez egyúttal azt is jelenthetné, hogy külön tényezőként történő szerepeltetése felesleges, ha a vízhozamot és az esést már tartalmazza a választható tényezők jegyzéke. A probléma azonban ennél jóval bonyolultabb (SZABÓ 1993).

A vízfolyások energiáját – a felszínt formáló mechanikai munka szempontjából – érdemben a helyzeti és a mozgási energia határozza meg. A vízfolyások helyzeti (potenciális) energiáját általánosságban az  $E_h = mgh$  összefüggéssel írhatjuk le (ahol  $m$  = víz tömege,  $g$  = nehézségi gyorsulás,  $h$  = magasságkülönbség az adott szakaszon), ami a mozgás (azaz a folyás) során mozgási energiává alakul. A mozgási energiát az  $E_m = 1/2mv^2$  összefüggés alapján állapíthatjuk meg (ahol  $m$  = víz tömege,  $v$  = mozgás sebessége), ami azt

jelenti, hogy a vízfolyás munkája elsősorban a vízhozamtól és a vízsebességtől függ. A helyzeti és a mozgási energia között nincs egyenlőség, mivel a belső (a vízrészecskék egymás közötti) és a külső (a vízrészecskék és a meder fala közötti) surlódás, ill. a meder alakjának formálása és a termelő hordalék szállítása egyaránt jelentős energiavesztéssel jár.

A mozgási energiát leíró képlet alapján arra is gondolhatnánk, hogy a vízhozam és a vízsebesség ismeretében a mozgási (áramlási) energiára is jó közelítéssel lehet következtetni. A helyzet azonban korántsem ilyen egyszerű. Ha ugyanis a vízfolyás sebességét a szokványos módszerekkel megmérjük, majd meghatározzuk egy-egy adott szelvényben a vízsebesség közepes értékét, s ezeket a különböző vízfolyásokon vagy a vízfolyások eltérő típusú szakaszain összehasonlítjuk, rájöhethetünk, hogy a tájtékosan rohanó szakaszon a vízsebesség nem sokkal nagyobb, mint a nyugodtabb szakaszokon (SZABÓ 1993). Ugyanakkor viszont e két szakaszon az ökológiai szempontból döntő jelentőségű felszínformáló munka mértéke és eredménye között igen jelentős különbség van, ami azt jelenti, hogy a felszínalakító hatás nem jellemezhető kielégítően a vízsebességgel.

A felszínalakító hatás szempontjából az áramlási típusok szerinti elkülönítés, ill. az ezek jellemzésére alkalmas Froude- és Reynolds-számok alapján történő tipizálás tűnik a legalkalmasabbnak. A vízfolyásoknál általában ritka, de hazai vízfolyástípusaink közül az alföldi ereknél előfordulhat a szinte párhuzamos vízszálak formájában történő lamináris áramlás ("áll és úgy folyik" – mondja a népi bölcsesség). Sokkal gyakoribbnak mondható az erőteljes külső és belső súrlódás hatására keletkező – örvényekkel jellemezhető – turbulens áramlás. Ugyancsak ritka, de gyors folyású hegyi patakjainknál előfordulhat a rohanó folyástípus is, ami abban különbözik az áramló folyástól, hogy az erre a szakaszra jellemző vízsebességnél a vízben lévő mederakadály által keltett hullámok csak folyásirányban lefelé láthatók (felfelé legfeljebb csak a vízszint csekély "behorpadása" észlelhető).

Az eddigi vizsgálatok azt mutatják, hogy a vízfolyások anyagszállító képességét, s így felszínalakító hatását is elsősorban a folyástípus, ill. annak megváltozása befolyásolja, s nem a vízmennyiség és a vízsebesség értéke vagy azok változása. Éppen ezért az áramlási energia jellemzésére a folyástípusokon alapuló tipológiát látjuk a legalkalmasabbnak.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- Rohanó folyástípusú víz, a Froude-szám  $> 1$ .
- Áramló folyástípusú víz (a Froude-szám  $< 1$ ), erős turbulens áramlással (a Reynolds-szám  $> 2000$ ).
- Áramló folyástípusú víz (a Froude-szám  $< 1$ ), gyenge turbulens áramlással (a Reynolds-szám 500–2000 közötti).
- Áramló folyástípusú víz (a Froude-szám  $< 1$ ), közelítőleg lamináris áramlással (a Reynolds-szám  $< 500$ ).

A felszínformáló munka és hatás egy tapasztalt szakember által a vízfolyás medrének állapotából is jó közelítéssel megítélhető. Ha tehát vagy a lehetőség, vagy a szándék nincs meg az előbbi – mindenképpen konkrét mérések végrehajtását igénylő – tipizálásra, akkor a jellemzésre egyszerűbb megoldás is kínálkozik, a vízfolyások eróziós/akkumulációs tevékenységének eredményét

tükröző szakaszjelleg megállapításával (ami azonban nem azonos a vízfolyás hossza szerinti felső-, középső és alsó szakaszra tagolással).

Konkrét tipizálási javaslatunk a következő.

- Erőteljes bevágódó (eróziós) tevékenységgel jellemezhető (felsőszakasz jellegű) vízfolyás.
- Gyenge eróziós tevékenységgel jellemezhető, kanyarogva (meanderezve) bevágódó (eróziós középszakasz jellegű) vízfolyás.
- Gyenge akkumulációs tevékenységgel jellemezhető, kanyarogva (meanderezve) feltöltő (akkumulációs középszakasz jellegű) vízfolyás.
- Erőteljes feltöltő (akkumulációs) tevékenységgel jellemezhető (alsószakasz jellegű) vízfolyás.

#### 4.1.3. Közepes vízszélesség

Ennek a tényezőnek a figyelembe vételét elsősorban a mintavételi/monitorozási helyszínek (konkrét víztestek) esetében látjuk feltétlenül szükségesnek. Kétségtelen, hogy az egész vízfolyásra, s különösen annak egyes szakaszaira nézve is hasznos információt jelenthet, de csak abban az esetben, ha megállapítására a bevezető megjegyzések figyelembe vételével és előtanulmányok eredményeinek értékelése után kerül sor.

Az ökológiai vízminősítés keretében részletes, 9 tagú kategorizálást javasoltunk a vízfolyások keresztshelvényben mért szélességének kódolására (DÉVAI et al. 1992, 1999), amelyet lehetségesnek tartunk bizonyos összevonásokkal egyszerűsíteni.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 6 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

6 osztályközös tipizálás.

- < 5 m keresztshelvényű, nagyon keskeny vízfolyás.
- 5–20 m közötti keresztshelvényű, keskeny vízfolyás.
- 20–50 m közötti keresztshelvényű, mérsékelten széles vízfolyás.
- 50–100 m közötti keresztshelvényű, széles vízfolyás.
- 100–200 m közötti keresztshelvényű, nagyon széles vízfolyás.
- > 200 m keresztshelvényű, rendkívül széles vízfolyás.

3 osztályközös tipizálás.

- < 20 m keresztshelvényű, keskeny vízfolyás.
- 20–100 m közötti keresztshelvényű, mérsékelten széles vízfolyás.
- > 100 m keresztshelvényű, széles vízfolyás.

#### 4.1.4. Közepes vízmélység

Ennek a tényezőnek a figyelembe vételét is elsősorban a mintavételi/monitorozási helyszínek (konkrét víztestek) esetében látjuk feltétlenül szükségesnek. Kétségtelen, hogy az egész vízfolyásra, s különösen annak egyes szakaszaira nézve is hasznos információt jelenthet, de csak abban az esetben, ha

megállapítására a bevezető megjegyzések figyelembe vételével és előtanulmányok eredményeinek értékelése után kerül sor.

Az ökológiai vízminősítés keretében részletes, 9 tagú kategorizálást javasoltunk a felületarányos átlagos vízmélység kódolására (DÉVAI et al. 1992, 1999), amelyet lehetségesnek tartunk a vízfolyásokra leszűkíteni. Nagyon fontosnak tartjuk hangsúlyozni, hogy közepes vízmélységen a középvízállásra vonatkoztatott felületarányos átlagos mélység értendő, s hazai viszonylatban a 2 m-es mélységhatárnak kitüntetett jelentősége van (vö. 5.1.1.).

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- < 0,5 m közepes vízmélységű, igen sekély vízfolyás.
- 0,5–2,0 m közötti közepes vízmélységű, sekély vízfolyás.
- 2,0–5,0 m közötti közepes vízmélységű, mély vízfolyás.
- > 5,0 m közepes vízmélységű, igen mély vízfolyás.

#### 4.1.5. Vízfelszín közepes esése

Ennek a tényezőnek a figyelembe vételét is elsősorban a mintavételi/monitorozási helyszínek esetében látjuk feltétlenül szükségesnek. Kétségtelen, hogy az egész vízfolyásra, s különösen annak egyes szakaszaira nézve is hasznos információt jelenthet, de csak abban az esetben, ha megállapítására a bevezető megjegyzések figyelembe vételével és előtanulmányok eredményeinek értékelése után kerül sor.

Az ökológiai vízminősítés keretében részletes, 9 tagú kategorizálást javasoltunk az esésviszonyok kódolására (DÉVAI et al. 1992, 1999), amelyet lehetségesnek tartunk bizonyos módosításokkal egyszerűsíteni.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- < 10 cm/km közepes eséssel jellemezhető, igen csekély esésű vízfolyás.
- 10–30 cm/km közötti közepes eséssel jellemezhető, csekély esésű vízfolyás.
- 30–300 cm/km közötti közepes eséssel jellemezhető, közepes esésű vízfolyás.
- 300–500 cm/km közötti közepes eséssel jellemezhető, nagy esésű vízfolyás.
- > 500 cm/km közepes eséssel jellemezhető, igen nagy esésű vízfolyás.

3 osztályközös tipizálás.

- < 30 cm/km közepes eséssel jellemezhető, csekély esésű vízfolyás.
- 30–300 cm/km közötti közepes eséssel jellemezhető, közepes esésű vízfolyás.
- > 300 cm/km közepes eséssel jellemezhető, nagy esésű vízfolyás.

#### 4.1.6. Főmeder formája és alakja

Ennél a tipológiánál egy fontos elvi kérdést kell először tisztázni, vagy legalább rögzíteni, hogy miről beszélünk, azaz a tipológia miről tájékoztat majd: a főmeder hosszmetzeti vagy keresztmetzeti képéről, esetleg mindkettőről. Mert a forma elsősorban hosszmetzeti, az alak pedig főként keresztmetzeti vonatkozásban értelmezhető. Ilyen megfontolás alapján alakítottuk ki az ökológiai

vízminősítés keretében (DÉVAI et al. 1992, 1999) az ezekre a sajátosságokra vonatkozó nagyon részletes mederalkat-tipológiánkat. Ebből a VKI szellemében elkülönítettük a vízfolyásokra vonatkozó jellemzőket, s a többféle szempontú kategorizálást – számos változtatással és egyszerűsítéssel – két szempontra összpontosítva vontuk össze.

Meg kell jegyeznünk, hogy a tipológia elsősorban a vízfolyások meghatározott szakaszaira alkalmazható eredményesen, hiszen a meder formája és alakja többszörösen is változhat a vízfolyás teljes hossza mentén.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

Hosszmetszeti kép alapján történő tipizálás.

- A főmeder többé-kevésbé egyenes futású, az átlagos mélységhez viszonyítva jelentős (az átlagos mélység felét meghaladó) fenékszintbeli különbségekkel.
- A főmeder többé-kevésbé egyenes futású, az átlagos mélységhez viszonyítva csekély (az átlagos mélység felénél kisebb) fenékszintbeli különbségekkel.
- A főmeder kanyargós (egyszeresen vagy többszörösen íves) futású, az átlagos mélységhez viszonyítva jelentős (az átlagos mélység felét meghaladó) fenékszintbeli különbségekkel.
- A főmeder kanyargós (egyszeresen vagy többszörösen íves) futású, az átlagos mélységhez viszonyítva csekély (az átlagos mélység felénél kisebb) fenékszintbeli különbségekkel.

Keresztmetszeti kép alapján történő tipizálás.

- A meder egytagú, többé-kevésbé folytonosan mélyülő fenékszintű és közelítőleg szimmetrikus alakú (a meder legmélyebb pontja középtájon van).
- A meder egytagú, többé-kevésbé folytonosan mélyülő fenékszintű, de aszimmetrikus alakú (a meder legmélyebb pontja az egyik parthoz határozottan közelebb van).
- A meder egytagú és egyenetlen fenékszintű (nem folytonosan mélyülő, legalább egy bordával vagy háttal tagolt).
- A meder többtagú (zátonyok és szigetek képződése miatt ágakra bomló).

#### 4.1.7. Vízhozam

Ennek a tényezőnek a figyelembe vételét is elsősorban a mintavételi/monitorozási helyszínek esetében látjuk feltétlenül szükségesnek. Kétségtelen, hogy az egész vízfolyásra, s különösen annak egyes szakaszaira nézve is hasznos információt jelenthet, de csak abban az esetben, ha megállapítására a bevezető megjegyzések figyelembe vételével és előtanulmányok eredményeinek értékelése után kerül sor.

SZILÁGYI (2002) megfontolandónak tartja önálló tipológiaként történő figyelembe vételét, mivel szerinte a vízgyűjtő nagysága szerinti tipizálás eléggé hasonló képet ad, s ezért a vízhozam helyett inkább a fajlagos lefolyás alapján tipizálna. Az ökológiai minősítési rendszer keretében (DÉVAI et al. 1992, 1999) mi sem dolgoztunk ki a vízhozamra részletes kategorizálást, hanem a vízforgalom-tipológiába beépítve vettük figyelembe.

SZILÁGYI (2002) – fenntartásai ellenére – javaslatot tesz tipológiára, ennek értéktartományait azonban sem az alsó, sem a felső kategóriák esetében nem tartjuk reálisnak hazai szempontból.

Konkrét tipológiai javaslatunk – a középvízhozam (KÖQ) értékei alapján – a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- $< 1 \text{ m}^3/\text{sec}$  középvízhozamú, igen csekély vízbőségű vízfolyás.
- $1\text{--}10 \text{ m}^3/\text{sec}$  közötti középvízhozamú, csekély vízbőségű vízfolyás.
- $10\text{--}100 \text{ m}^3/\text{sec}$  közötti középvízhozamú, közepes vízbőségű vízfolyás.
- $100\text{--}300 \text{ m}^3/\text{sec}$  közötti középvízhozamú, nagy vízbőségű vízfolyás.
- $> 300 \text{ m}^3/\text{sec}$  középvízhozamú, igen nagy vízbőségű vízfolyás.

3 osztályközös tipizálás.

- $< 10 \text{ m}^3/\text{sec}$  középvízhozamú, kis vízbőségű vízfolyás.
- $10\text{--}100 \text{ m}^3/\text{sec}$  közötti középvízhozamú, közepes vízbőségű vízfolyás.
- $> 100 \text{ m}^3/\text{sec}$  középvízhozamú, nagy vízbőségű vízfolyás.

Ökológiai szempontból a vízhozamnál sokkal fontosabbnak tartjuk a vízforgalmi típus ismeretét, s ezért javasoljuk új mutatóként a "B" rendszer keretében figyelembe venni. Az új tipológiára – a vízforgalmi kategorizálás alapján [a vízforgalom-állandósági index ( $X_{Va} = Q_{50\%}/\text{KÖQ}$ ) értékei szerint – vö. DÉVALI et al. 2001b] – a következő javaslatot tesszük.

- Eusztatikus vízfolyás ( $X_{Va} > 0,5$ ).
- Szemisztatikus vízfolyás ( $X_{Va} 0,5\text{--}0,25$  közötti).
- Asztatikus ( $X_{Va} < 0,25$ ), de az adott vegetációperiódusban végig vízzel borított medrű vízfolyás.
- Asztatikus, de az adott vegetációperiódusban legalább egyszer teljesen kiszáradó vízfolyás.

#### 4.1.8. Folyóvölgy alakja

Hazai szempontból – első közelítésben – nem tűnik különösebben fontosnak ez a tényező, hiszen mérvadó vízfolyásaink zöme síkvidéken fut. Kétségtelen viszont, hogy sokszor félreértésre ad okot a "völgy" szó használata (pl. a 'Tisza-völgy' esetében), s mivel domb- és hegyvidéki kisvízfolyásainkat is figyelembe kívánjuk venni a VKI keretében, érdemesnek tartjuk ezt a tényezőt a "B" rendszerbe beiktatni és használni, SZILÁGYI (2002) véleményétől eltérően.

Ennek a tényezőnek a figyelembe vételét is elsősorban a mintavételi/monitorozási helyszínek esetében látjuk feltétlenül szükségesnek. Az egész vízfolyásra nézve csak viszonylag ritka esetben lehet megadni, de annak egyes szakaszaira (víztestjeire) nézve nagyon hasznos információ lehet, de csak abban az esetben, ha megállapítására a bevezető megjegyzések figyelembe vételével és előtanulmányok eredményeinek értékelése után kerül sor.

Az ökológiai vízminősítés keretében (DÉVALI et al. 1992, 1999) eddig nem foglalkoztunk ennek a tényezőnek a tipizálásával, de éppen a Tiszával kapcsolatos súlyos inkongruenciák, ill. az árterek jelentőségének felértékelődése mutattak rá

arra, hogy ezt a hiányosságot a jövőben feltétlenül pótolni kell, s az ökológiai minősítést mindenképpen ki kell egészíteni ezzel a mutatóval.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- A vízfolyás völgyben fut, amely V alakú.
- A vízfolyás völgyben fut, amely U alakú.
- A vízfolyás völgyben fut, amely trapéz alakú.
- A vízfolyás völgyben fut, amely tál alakú.
- A vízfolyás síkságon fut, ártere keskeny.
- A vízfolyás síkságon fut, ártere széles.

#### 4.1.9. Hordalékszállítás

Ennek a tényezőnek az alkalmazása kétséget kizáróan fontos lenne, de konkrét tipológia kidolgozása több – jórészt komoly – nehézségbe is ütközik, s csak nagyon szerteágazó (sok szempontot figyelembe vevő) módon lehetne a valós viszonyokat legalább közelítőleg hűen tükröző módon megvalósítani. A magyar kutatók – elsősorban BOGÁRDI (1955) munkássága – jó alapot szolgáltatna ennek a tipológiának a kidolgozásához, de éppen az ő munkáik világítanak rá a kategorizálás nehézségeire és bonyolultságára. Egy konkrét és összetett tipológia kidolgozásának nincs realitása, hiszen egyrészt nagyon jelentős (nagyságrendileg is eltérő) különbségek vannak a görgetve, ugráltatva és lebegve szállított hordalék mennyisége és részaránya között, másrészt a teljes hordalékszállításnak még a közelítőleges pontosságú mérése is igen nehéz feladat.

SZILÁGYI (2002) azt javasolja, hogy a hordalékszállítást az átlátszósági viszonyok alapján jellemezzük, amire vonatkozóan az ökológiai vízminősítési rendszerünkben is található tipológia (DÉVAI et al. 1999). Ez az álláspont legalább egy lényeges szempontból kétségtelenül jogos, hiszen a lebegtetve szállított hordalék mennyisége általában sokszorososa (a Tisza esetében pl. mintegy ezerszerese) a többinek, s ez a hordalékszállítási mód az átlátszóságot ténylegesen és lényegesen befolyásolja is. Az átlátszóság azonban nagy mértékben függ a szemcsemérettől (még hozzá inkább fordított módon) és biológiai tényezőktől (főleg a planktonszervezetek jelenlététől), ami viszont a vízfolyás mentén változó mértékű, a folyásirányban lefelé haladva pedig egyre jelentősebb befolyásoló tényező lehet.

Mindezekből kiindulva azt javasoljuk, hogy a tipológiát, ha a "B" rendszerben alkalmazása szükségesnek látszik és mérése megvalósíthatónak bizonyul, akkor a lebegtetve szállított hordalék mennyiségére építsük. A tipizálásra ebben az esetben kétféle megközelítéssel nyílik lehetőség: egyrészt a folyó által az adott keresztmetszvényben lebegtetve szállított teljes hordalékmenyiségre vonatkoztatva (kg/sec egységben), másrészt az adott keresztmetszvényben átfolyó egységnyi vízmennyiségre vonatkoztatva ( $\text{g/m}^3$  egységben). Mi inkább az utóbbi értéket javasoljuk bevezetésre, hiszen az első esetben kapott értéket a vízfolyások nagysága és vízbősége is igen jelentős mértékben befolyásolja, azaz magának a vízfolyásra jellemző hordaléknak a mennyiségéről tulajdonképpen torzított képet kapunk (pl. az első szempont szerint a Duna és a Tisza nagyjából azonos mennyiségű lebegtetett hordalékot szállít Nagymarosnál és Polgárnál, holott a

vízben lévő hordalék mennyisége a Tiszában csaknem négyszerese a Duna vízében lévőnek).

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő [a középvízhozam (KÖQ) szerinti hordalékszállítást alapul véve], először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- $< 20 \text{ g/m}^3$  lebegtetett hordalékmennyiségű, igen kis mértékben hordalékos vízfolyás.
- $20\text{--}60 \text{ g/m}^3$  közötti lebegtetett hordalékmennyiségű, kis mértékben hordalékos vízfolyás.
- $60\text{--}150 \text{ g/m}^3$  közötti lebegtetett hordalékmennyiségű, közepes mértékben hordalékos vízfolyás.
- $150\text{--}300 \text{ g/m}^3$  közötti lebegtetett hordalékmennyiségű, nagy mértékben hordalékos vízfolyás.
- $> 300 \text{ g/m}^3$  lebegtetett hordalékmennyiségű, igen nagy mértékben hordalékos vízfolyás.

3 osztályközös tipizálás.

- $< 60 \text{ g/m}^3$  lebegtetett hordalékmennyiségű, kis mértékben hordalékos vízfolyás.
- $60\text{--}150 \text{ g/m}^3$  közötti lebegtetett hordalékmennyiségű, közepes mértékben hordalékos vízfolyás.
- $> 150 \text{ g/m}^3$  lebegtetett hordalékmennyiségű, nagy mértékben hordalékos vízfolyás.

#### 4.1.10. Savközömbösítő kapacitás

Teljes mértékben egyetértünk SZILÁGYI (2002) megállapításával, aki szerint ez a tényező a hazai vízterek esetében kevésbé releváns, hiszen a hazai vízfolyásokban egyrészt viszonylag csekélyek a protonaktivitás (pH) értékében a különbségek, másrészt igen nagy a hazai vízterek kiegyenlítő képessége (ún. pufferkapacitása). Ugyanakkor azt is látnunk kell, hogy ez a tényező Európa számos országában kulcsfontosságú, s ezért esetleg nekünk is be kellene vonnunk a "B" rendszer szerinti tipológiába, különösen amiatt, hogy pont egy ilyen értékkel tudnánk a mi vizeink egyik fontos sajátosságát (ti. jelentős pufferkapacitási képességét) az EU viszonylatában demonstrálni.

A savközömbösítő kapacitás (az „acid neutralizing capacity” kifejezésből általánosan használt rövidítése: ANC) jellemzésére a vizek összes lúgossága (m-lúgosság) használható. Meg kell jegyezni, hogy a szakirodalomban többféle megközelítéssel találkozunk. Egyesek különbséget tesznek a szűrt és az eredeti vízmintából meghatározott lúgosság között, s csak az utóbbit nevezik savközömbösítő kapacitásnak; mások nemcsak a  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{OH}^-$  koncentrációját veszik figyelembe, hanem mellettük még a kationokét ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ), sőt esetleg további ionokat is (borátok, szilikátok, foszfátok, szerves anionok, ill. alumínium). Általánosságban azonban megállapítható, hogy vizekre vonatkozóan az a legelterjedtebb álláspont, hogy a savközömbösítő kapacitás (ANC) megegyezik a természetes vizek összes lúgosságával, amit acidimetriával, erős savval pH=4,5 végpontig történő titrálással határozzunk meg, s

általában mmol/liter vagy mg/liter mértékegységben fejezünk ki (gyakori az is, hogy a  $\text{HCO}_3^-$ , vagy a  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$  mg/liter egységben megadott értékét használják).

Eddig az ökológiai vízminősítés keretében nem foglalkoztunk a savközbősítő kapacitás mértékének megítélésére alkalmas lúgosság alapján történő a tipizálással, de az eddigi vizsgálati eredmények alapján az erre vonatkozó tipológia kialakítását is megoldhatónak tartottuk.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

#### 5 osztályközös tipizálás.

- < 0,5 mmol/l értékű, igen csekély savközbősítő kapacitású vízfolyás.
- 0,5–1 mmol/l értékű, csekély savközbősítő kapacitású vízfolyás.
- 1–5 mmol/l értékű, közepes savközbősítő kapacitású vízfolyás.
- 5–10 mmol/l értékű, nagy savközbősítő kapacitású vízfolyás.
- > 10 mmol/l értékű, igen nagy savközbősítő kapacitású vízfolyás.

#### 3 osztályközös tipizálás.

- < 1 mmol/l értékű, csekély savközbősítő kapacitású vízfolyás.
- 1–5 mmol/l értékű, közepes savközbősítő kapacitású vízfolyás.
- > 5 mmol/l értékű, nagy savközbősítő kapacitású vízfolyás.

A savközbősítő kapacitást alapvetően a vízben oldott széndioxid-formák mennyisége és aránya határozza meg, ez viszont függ a víz pH-jától, ezért a minősítésben legalább az összes lúgosságra és a pH-ra vonatkozóan kell tipológiát kidolgozni. A pH esetében célszerű a kategóriahatárokat úgy megválasztani, hogy az  $\alpha$ - és a  $\beta$ -limnotípusú vizek külön kategóriába kerüljenek, ezzel egyúttal a karbonátionok jelenlétéről vagy hiányáról is kapunk információt.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992) található a pH értékére vonatkozóan egy minden víztípusra egységesen érvényes 5 osztályközös tipológia, ezt azonban ahhoz, hogy külön lehessen alkalmazni a vízfolyásokra, feltétlenül módosítani kellett (a finomabb és árnyaltabb besorolási lehetőség biztosítása érdekében). A 3 osztályközös besoroláshoz viszont csak a hazai vízfolyásoknál igen ritkán előforduló szélső értékeket kell összevonni.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

#### 5 osztályközös tipizálás.

- < 6,0 pH értékű, savas vizű vízfolyás.
- 6,0–7,0 pH értékű, enyhén savas vizű vízfolyás.
- 7,0–8,3 pH értékű, enyhén lúgos vizű vízfolyás.
- 8,3–9,5 pH értékű, lúgos vizű vízfolyás.
- > 9,5 pH értékű, erősen lúgos vizű vízfolyás.

#### 3 osztályközös tipizálás.

- < 6,5 pH értékű, savas vizű vízfolyás.
- 6,5–8,3 pH értékű, semlegesközeleli vizű vízfolyás.
- > 8,3 pH értékű, lúgos vizű vízfolyás.

#### 4.1.11. Mederanyag összetétele

Véleményünk szerint a mederanyag (ami gyakran és tévesen 'altalaj' néven is szerepel) összetétele a vizek jó ökológiai állapotának megítéléséhez nélkülözhetetlen tényező, ami az élőlénycsoportok többségénél az előfordulási viszonyok meghatározása szempontjából közvetlenül vagy közvetve kiemelkedő jelentőségű. Éppen ezért a "B" rendszerbe történő bevonása nagyon fontos és lényeges, még akkor is, ha a hazai természet- és környezetvédelmi gyakorlatban eddig ez a tényező igen kevés szerephez jutott. Ugyanakkor hangsúlyoznunk kell, hogy megállapítása csak konkrét szemcseösszetételi vizsgálatok alapján történhet, semmiféle felszínes (ránézésre vagy érzékszervi, tapintásos alapon történő) besorolás nem engedhető meg (mivel az utóbbi "módszerek" minden eddigi tapasztalatunk szerint igen durva tévedéseket eredményezhetnek).

Feltétlenül meg kell jegyeznünk, hogy a VKI magyar fordítása nem pontos: az eredeti szövegben a "substratum" szó szerepel, ami ebben az esetben nem altalajt, hanem "aljazatot", pontosabban "mederanyagot" jelent (azért nem üledéket, mint ahogy gyakran tévesen mondják, mert bizonyos esetekben a vízfenék az alapkőzetnek felel meg, s nem a mederben képződött vagy odahordott és ott felhalmozódott üledéknek).

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) ennek a tényezőnek – rendkívül nagy jelentősége miatt – igen részletes tipológiája van, amit a VKI szellemének megfelelően jelentős mértékben le kellett egyszerűsíteni. Fontosnak tartjuk megjegyezni, hogy az "egyveretű", azaz csak egyféle méretű szemcsefrakciót tartalmazó mederanyag igen ritka (eddigi gyakorlatunkban még nem is fordult elő), s mivel kombináció feltüntetésére nincs lehetőség, a kategóriába sorolásnál mindig a legnagyobb mennyiségben jelenlévő, a szemcseösszetételi görbéről jól leolvasható frakciót kell figyelembe venni.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- < 0,05 mm-es, igen finom szemcseméretű (főleg agyag- és iszapfrakciót, ill. finomszemcsés homokfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú vízfolyás.
- 0,05–0,63 mm-es, finom szemcseméretű (főleg apró- és közepes szemcsés homokfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú vízfolyás.
- 0,63–2,0 mm-es, mérsékelten durva szemcseméretű (főleg durvaszemcsés homokfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú vízfolyás.
- 2–20 mm-es, durva szemcseméretű (főleg murvát és apró kavicsfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú vízfolyás.
- > 20 mm-es, igen durva szemcseméretű (főleg durva kavicsfrakciót, ill. kőtömböket tartalmazó) mederanyag-dominanciájú vízfolyás.
- Szálban álló kőzet mederanyag-dominanciájú vízfolyás.

#### 4.1.12. Klorid-ion mennyisége

A hazai minősítésben eddig nem volt számításba véve ez a tényező (az MSZ 12749 sz. szabványban nem is szerepel), az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) sincs rá külön tipológia, s SZILÁGYI (2002) sem javasolja figyelembe vételét. Ugyanakkor a környezetvédelmi felügyelőségek a törzshálózati mintavételi pontokon rendszeresen mérik a klorid mennyiségét.

A tényező szerepeltetése a VKI-ban két szempontból is jól indokolható: (1) a szennyezésre (elsősorban a diffúz és a kommunális jellegűre) lehet belőle elég megbízhatóan következtetni; (2) a kontinentális vízi („édesvízi”) élőlények szempontjából az összesótartalom komponensei közül az egyik legfontosabb limitáló tényezőnek tekinthető. Az (1) szempont érvényességét jól mutatják például a Tiszára vonatkozó adatok: az 1994–1998 közötti években Tiszabecstől Tiszaszigetig a kloridtartalom átlagértéke 18,9-ről 37,0-re nőtt (ami a hazai szakaszon jelentős, 51%-os növekedésnek felel meg), a minimális érték 3,9-ről 12,0-re, a maximális pedig 44-ről 90-re (33, ill. 49%-os növekedés). Az (2) szempont érvényességét jól példázzák a szitakötők, amelyeknek lárváinál egyértelműen kimutatták, hogy az összes ion közül leginkább a kloridra érzékenyek (vö. DÉVAI és JAKUCS 1990). Így a "B" rendszer keretében e tényező alkalmazása és hazai bevezetése mindenképpen ajánlható.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

#### 5 osztályközös tipizálás.

- < 10 mg/l, igen csekély mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.
- 10–30 mg/l közötti, csekély mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.
- 30–50 mg/l közötti, közepes mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.
- 50–70 mg/l közötti, nagy mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.
- > 70 mg/l, igen nagy mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.

#### 3 osztályközös tipizálás.

- < 30 mg/l, csekély mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.
- 30–50 mg/l közötti, közepes mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.
- > 50 mg/l, nagy mennyiségű klorid-iont tartalmazó vízfolyás.

#### 4.1.13. Levegő hőmérsékleti tartománya

Első közelítésben úgy tűnhet, hogy Magyarországon – a csekély magasságkülönbségek miatt – ez a tényező nem releváns (SZILÁGYI 2002). Mivel azonban a kontinentalitás már elég jelentős mértékű hazánkban, a hőmérsékletkülönbségek jelentősebbek lehetnek számos atlantikus klímájú nyugat-európai országénál (míg pl. a közepes évi hőmérsékletingás hazánkban 22 °C körüli, addig a hazaihoz hasonló átlaghőmérsékletű Dél-Írországban csak 8 °C körüli). Ennek tükrében a hőmérsékletingás figyelembe vétele nem utasítható el egyértelműen.

A tipológia bevezetése esetén egyértelműen eldöntendő az a kérdés, hogy a leghidegebb és a legmelegebb hónapok átlagos középhőmérséklete közötti különbséget használjuk-e fel a kategóriába soroláshoz, vagy inkább a hőmérsékletnek az adott évben mért tényleges minimuma és maximuma közötti különbséget. Az előbbi esetben a különbség az ország területén viszonylag csekély (mindössze 4 °C-nyi), az utóbbi esetben viszont – pont a kontinentális jellegből adódóan – igen jelentős (az abszolút hőmérsékleti ingás hosszú időtávban elérheti akár a 75 °C-t is, ami európai összehasonlításban jelentős különbségként értelmezhető). Éppen ezért javasoljuk, hogy az utóbbi szempontot vegyük figyelembe a tipizáláshoz, különös tekintettel arra, hogy a meteorológiai

hálózat hazánkban elég sűrű ennek az értéknek a jó közelítésű meghatározásához.

Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al. 1992, 1999) a sztatikus mutatók csoportján belül a januári és a júliusi középhőmérséklet alapján történő részletes (9 osztályközös) tipizálást tartalmazza, s ez az első szempont szerinti kategóriahatárok kijelölését tenné lehetővé. A második szempont szerinti kategorizálásra a hőmérsékleti anomáliákra vonatkozó határértékek figyelembe vételével dolgoztunk ki javaslatot, s évi abszolút hőmérsékletingáson az adott területen egy adott évben mért legalacsonyabb és legmagasabb hőmérsékleti érték közötti különbséget értjük.

Meg kell jegyezzük, hogy ez a tényező elsősorban a kisebb vízfolyások, ill. a nagyobb vízfolyásokon belül elkülönített víztestek esetében értelmezhető megfelelő módon.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- < 45 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.
- 45–50 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.
- 50–55 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.
- 55–60 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.
- > 60 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.

3 osztályközös tipizálás.

- < 50 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.
- 50–55 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.
- > 55 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található vízfolyás.

#### 4.1.14. Közepes léghőmérséklet

Az előbbi tényezőnél elmondottak alapján ez a tényező sem tekinthető teljes mértékben elhanyagolhatónak, bár SZILÁGYI (2002) szerint ezt sem szükséges külön tipizálni. Az évi középhőmérséklet tekintetében azonban szintén elég jelentős különbségek vannak az ország egyes részei, különösen alökorégioi között. A kellően reprezentatív országos meteorológiai hálózat révén ezek az adatok is kellő részletességgel beszerezhetők, így figyelembe vétele ajánlható.

Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al. 1992, 1999) tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos módosításokkal és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálási gyakorlatának megfelelően.

Meg kell jegyezzük, hogy ez a tényező is elsősorban a kisebb vízfolyások, ill. a nagyobb vízfolyásokon belül elkülönített víztestek esetében értelmezhető megfelelő módon.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- < 8 °C évi középhőmérsékletű, igen hűvös területen található vízfolyás.

- 8,0–9,5 °C közötti évi középhőmérsékletű, hűvös területen található vízfolyás.
- 9,5–10,5 °C közötti évi középhőmérsékletű, mérsékelt meleg területen található vízfolyás.
- 10,5–11,0 °C közötti évi középhőmérsékletű, meleg területen található vízfolyás.
- > 11 °C évi középhőmérsékletű, igen meleg területen található vízfolyás.

3 osztályközös tipizálás.

- < 9,5 °C évi középhőmérsékletű, hűvös területen található vízfolyás.
- 9,5–10,5 °C közötti évi középhőmérsékletű, mérsékelt meleg területen található vízfolyás.
- > 10,5 °C évi középhőmérsékletű, meleg területen található vízfolyás.

#### 4.1.15. Csapadék

Ennek a tényezőnek a hazai figyelembe vételét illetően megoszlanak a vélemények. SZILÁGYI (2002) például nem tartja szükségesnek külön tipizálni. Elgondolkodtató azonban, hogy éppen az előző két tényezőnél említett kontinentális jelleg miatt ennél is elég jelentősnek, sok nyugat-európai országénál jóval nagyobb mértékűnek tekinthetők a magyarországi különbségek, hiszen a legcsapadékosabb és a legszárazabb területek évi átlagos csapadékmennyisége között mintegy 80%-os eltérés van. A kellően reprezentatív országos meteorológiai hálózat révén ezek az adatok is kellő részletességgel beszerezhetők, így figyelembe vétele ajánlható.

Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al. 1992, 1999) tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos módosításokkal és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Meg kell jegyezzük, hogy ez a tényező is elsősorban a kisebb vízfolyások, ill. a nagyobb vízfolyásokon belül elkülönített víztestek esetében értelmezhető megfelelő módon.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- < 550 mm évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.
- 550–600 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.
- 600–700 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.
- 700–800 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.
- > 800 mm évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.

3 osztályközös tipizálás.

- < 600 mm évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.
- 600–700 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.
- > 700 mm évi csapadékmennyiségű területen található vízfolyás.

## 4.2. Tipológiák a magyar kezdeményezésű javaslatok szerint

### 4.2.1. Parti sáv állapota

Az utóbbi évek számos nemzetközi és hazai vizsgálati eredménye igazolja, hogy a közvetlen partszegélyi sáv – mint ökotón – állapota jelentős mértékben befolyásolhatja a vízfolyások ökológiai karakterét (pl. a szennyeződések megszüréseivel, árnyékolással, főrna- és detrituszképzéssel), különösen a kisebb folyók és a kisvízfolyások esetében. Mindenképpen indokolt tehát ennek a tényezőnek a beiktatása a tipológiába, amint erre SZILÁGYI (2002) is utal.

Ilyen jellegű tipizálást az ökológiai vízminősítés (DÉVAI et al. 1992, 1999) eddig nem tartalmazott. A tipológia kialakításánál ezért azt a szempontrendszert vettük alapul, amelyet a holtmedrek ökológiai állapotának értékeléséhez dolgoztunk ki (DÉVAI et al. 2001a).

A VKI kategóriarendszerének kialakításához az ökológiai vízminősítés több szempontú (természetesség, antropogén hatás, hosszúság, szélesség, szabdaltság, átjárhatóság) és árnyalt (a jellegek kombinált figyelembe vételére is lehetőséget adó) tipizálásából a legfontosabb érvényesítendő szempontnak a parti sáv természetes és/vagy természetközeli jellegét, ill. ennek részarányát tekintettük.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- A parti sáv a vízfolyás mindkét oldali partvonalát figyelembe véve 75%-nál nagyobb arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.
- A parti sáv a vízfolyás mindkét oldali partvonalát figyelembe véve 50–75% közötti arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.
- A parti sáv a vízfolyás mindkét oldali partvonalát figyelembe véve 25–50% közötti arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.
- A parti sáv a vízfolyás mindkét oldali partvonalát figyelembe véve 25%-nál kisebb arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.

### 4.2.2. Makrovegetáció borítása és mozaikos jellege

A vízi- és a mocsárinövényzet jelenléte, elsősorban borításának, ill. sávozottságának és mozaikosságának mértéke ökológiai szempontból alapvető jelentőségű, mivel döntően befolyásolja, sőt gyakran meghatározza az egész élővilág előfordulási viszonyait. Már az ökológiai vízminősítés keretében is részletesen foglalkoztunk az elemzésével (DÉVAI et al. 1992, 1999), s a holtmedrek értékelésénél is hangsúlyos szerepet kapott (DÉVAI et al. 2001a).

A VKI kategóriarendszerének kialakításához ebből a több szempontú (összetétel, borítás, sávozottság, foltosság, szabdaltság) és árnyalt (a jellegek kombinált figyelembe vételére is lehetőséget adó) tipizálásból a legfontosabb érvényesítendő szempontnak a borítási arányt és a mozaikosság mértékét tekintettük. Egységes viszonyítási alapot nem lehetett választani, hiszen a makrovegetáció összetétele és megtelepedési feltételei egészen eltérőek például egy nagyfolyóban, egy rohanó vizű hegyi patakban, egy alig áramló alföldi érben, sőt egy meanderező vízfolyásnál a kanyar külső és belső ívén is. Ebből következően a tipizálásnál mindig az adott víztípus jellegzetes makrovegetációs habitusképét kell mintának tekinteni.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben a mindkét oldali partvonal 75%-ánál nagyobb arányban egyezik a vízfolyástípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.
- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben a mindkét oldali partvonal 50–75%-a közötti arányban egyezik a vízfolyástípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.
- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben a mindkét oldali partvonal 25–50%-a közötti arányban egyezik a vízfolyástípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.
- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben a mindkét oldali partvonal 25%-ánál kisebb arányban egyezik a vízfolyástípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.

#### 4.2.3. Tartózkodási idő

SZILÁGYI (2002) javasolja a beiktatását a szabadon választható tényezők közé, mivel szerinte elsősorban ez befolyásolja ökológiai szempontból a víztér élőlénytársulásait.

A tényező beiktatására vonatkozó állásponttal egyetértünk. SZILÁGYI (2002) véleményét azonban nem osztjuk arra vonatkozóan, hogy a vízfolyás hosszát, az áramlási energiát, a közepes vízszélességet és vízmélységet, a közepes esést, ill. a főmeder formáját és alakját nem szükséges külön tipizálni, mivel a tartózkodási idő mindezeket magában foglalja. Legfeljebb annyiban értünk vele egyet, hogy e tényezők közül nem mindegyiknek van átfogó és meghatározó jelentősége egy adott helyen az adott ökológiai állapotot jellemző élőlényegyüttesek összetételének kialakításában. Bármelyik előbbi tényező befolyásoló szerepe azonban valamelyik jelentős élőlényegyüttes előfordulási viszonyai szempontjából aligha vitatható. A sok egyedi tényezőt egyesítő (összeötvöző) mutatók értéke pedig ökológiai szempontból az esetek döntő többségében vitatható, mivel a "minden mindennel összefügg" csalóka látszatának érvényre juttatását segíti elő. Márpedig az ökológia elmélete és gyakorlata is egyértelműen azt mutatja, hogy általában egy-egy tényező (az élőlénynek az adott összefüggésben legérzékenyebb toleranciasajátosságával közvetlenül összekapcsolódó "per se" miliófaktor) tehető felelőssé a sokféle előfordulási mintázat létrejöttéért. Ebből kiindulva a tényezők számának csökkentésére irányuló szándék sem az ökológia elmélete, sem pedig a gyakorlata szempontjából nem támogatható.

SZILÁGYI (2002) szerint az átlagos tartózkodási idő lényegében a vízfolyás átlagos vízhozamának és a meder átlagos vízhozamához tartozó térfogatnak a hányadosa. Mivel mindkettő szerepel a korábbi tényezőjegyzékben, az ebből képzett hányados bevonásának a tipizálásba nincs semmi akadálya, s

kétségtelenül lényeges információt nyújt a vízfolyás általános jellegének megítéléséhez.

Nagyon fontosnak tartjuk azonban megjegyezni, hogy ez a tényező is elsősorban a kisebb vízfolyásokra, ill. a nagyobb vízfolyások jól elkülöníthető szakaszaira vonatkozóan értelmezhető megfelelő módon (s ez utóbbiaknál legfeljebb az egyes szakaszokra jellemző értékek hossz méretarányos átlagolásával lehet a nagyobb vízfolyásokra vonatkozó értéket extrapolálni). Gondoljunk csak arra, hogy például a SZILÁGYI (2002) által is példaképpen említett planktonfejlődési idő szempontjából milyen lényeges különbség van a Tisza esetében a Tiszabecs–Vásárosnamény, a Vásárosnamény–Dombrád és a Dombrád–Tiszalök közötti szakaszoknál, s hogy ezeknél milyen jelentős mértékű az eltérés a tartózkodási időt illetően. Pont ezeknek a roppant lényeges különbségeknek a megragadása miatt látjuk feltétlenül szükségesnek a "vített-víztest" fogalompár egyértelmű megkülönböztetését és következetes használatát is.

A SZILÁGYI (2002) által megadott kategorizálási javaslatot egy osztályközzel javasoljuk kiegészíteni (azaz a 10–50 nap közöttit kettébontani), elsősorban zoológiai szempontok alapján.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- < 3 nap tartózkodási idejű víztömeg.
- 3–10 nap közötti tartózkodási idejű víztömeg.
- 10–25 nap közötti tartózkodási idejű víztömeg.
- 25–50 nap közötti tartózkodási idejű víztömeg.
- > 50 nap tartózkodási idejű víztömeg.

#### 4.2.4. Vízsebesség

A vízsebesség ökológiai szempontból történő figyelembe vételének két fontos indoka is van. Az áramlás erőssége egyrészt közvetlenül is hat az élőlényekre, másrészt az élőlények számára aljzatul szolgáló mederanyagot, annak minőségét és mennyiségét, ill. lerakódását és felkeveredését is döntően befolyásolja, s ezáltal közvetve játszik komoly szerepet az élővilág összetételének alakításában.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a vízfolyásokra vonatkozóan az aktuálisan mért vízsebességértékek átlagán alapuló négy osztályközös tipológia kapott helyet. Az itteni kategóriahatárokat elsősorban a középső tartományban látszott célszerűnek tovább bontani, így egy 6 osztályközös finomabb, ill. egy 3 osztályközös durvább besorolást tartunk elfogadható alternatív javaslatnak. Mivel a középsebesség megállapítása bonyolult mérési és számítási eljárásokon alapszik, célszerűnek látjuk a sodorvonalban mért értéket alapul venni a tipizáláshoz. Ajánlhatjuk ezt a megoldást annál is inkább, mert az osztályközös elég tágak, s így igen nagy a valószínűsége annak, hogy egy adott vízfolyás a kétféle sebességérték alapján ugyanabba a kategóriába kerül.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

6 osztályközös tipológia.

- < 0,06 m/s alatti vízsebesség, igen lassú folyású víz.
- 0,06–0,25 m/s közötti vízsebesség, lassú folyású víz.
- 0,25–0,50 m/s közötti vízsebesség, mérsékelten sebes folyású víz.
- 0,5–1,0 m/s közötti vízsebesség, sebes folyású víz.
- 1,0–2,5 m/s közötti vízsebesség, gyors folyású víz.
- >2,5 m/s fölötti vízsebesség, igen gyors folyású víz.

3 osztályközös tipológia

- < 0,25 m/s alatti vízsebesség, lassú folyású víz.
- 0,25–1,00 m/s közötti vízsebesség, sebes folyású víz.
- >1,0 m/s fölötti vízsebesség, gyors folyású víz.

#### 4.2.5. Aszályhajlam

Ez a tényező a párolgás és a csapadék mennyisége közötti különbség megállapításán alapszik, s integrált mutatóként az éghajlati vízhiány vagy víztöbblet mértékét fejezi ki. Figyelembe vétele – a hazai klimatikus viszonyokat, ill. a klímaváltozás várható irányát tekintve – ökológiai szempontból mindenképpen javasolható, amint ezt SZILGYI (2002) is nyomatékosan hangsúlyozza.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a sztatikus mutatókon belül a vízellátottság-tipológia tartalmaz egy részletes, 8 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos módosításokkal és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, a két tényező éves összesítéséből számított értéket (különbözetet) véve a kategorizálás alapjául.

- Éghajlati víztöbblettel jellemezhető terület.
- Csekély (< 150 mm) éghajlati vízhiánnyal jellemezhető terület.
- Mérsékelt (150–250 mm közötti) éghajlati vízhiánnyal jellemezhető terület.
- Jelentős (> 250 mm) éghajlati vízhiánnyal jellemezhető terület.

#### 4.2.6. Sótartalom

A sótartalom tényleges értékének, pontosabban az összes só mennyiségének egyértelmű megállapítása – különösen a szinte mindig jelentős lebegőanyag-mennyiséget szállító vízfolyásoknál – nagyon nehéz és bonyolult feladat. Éppen ezért a sótartalom szerinti tipizáláshoz sokkal szerencsésebbnek tartjuk az egyszerűen vizsgálható és rendszeresen mért fajlagos elektromos vezetőképesség értékének a megállapítását, ami az ökológiai szempontból legfontosabb, ionos formában jelenlévő sótartalomról kitűnő tájékoztatást nyújt.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a halobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos szűkítéssel és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 250  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, igen kis sótartalmú vízfolyás.
- 250–550  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, kis sótartalmú vízfolyás.
- 550–1000  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, közepes sótartalmú vízfolyás.
- 1000–1500  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, nagy sótartalmú vízfolyás.
- > 1500  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, igen nagy sótartalmú vízfolyás.

3 osztályközös tipológia.

- < 550  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, kis sótartalmú vízfolyás.
- 550–1000  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, közepes sótartalmú vízfolyás.
- > 1000  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, nagy sótartalmú vízfolyás.

#### 4.2.7. Iontípus

Ökológiai szempontból a sótartalom mellett az élőlények előfordulási viszonyainak meghatározásában igen nagy jelentősége van az ionösszetételnek is. Különösen fontos ennek a szempontnak a figyelembe vétele hazai víztereinél, amelyek ebből a szempontból egymástól akár nagyon eltérő karakterűek is lehetnek, szemben a jóval egységesebb nyugat-európai vízterekkel. A 8 fő ion mennyiségének meghatározására a környezetvédelmi felügyelőségek laboratóriumai mind felszereltségüket, mind szakemberhátterüket tekintve alkalmasak. Sok esetben ma is megtörténik a vízmintákból ennek a komponenskörnek az elemzése, s mivel nem igényel rendszeres vizsgálatokat, évi néhány, vízforgalmi szempontból jellegzetes időpontban vett mintából a 8 fő ion (kationok:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ; anionok:  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) mennyiségének, majd ennek alapján az iontípusnak a megállapítása (a 30 Than-féle egyenértékszázaléknál nagyobb részesedésű ionok kiválasztása révén) megvalósítható.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő [az eddig ismert 25 különböző hazai iontípusból (vö. KURUCZ 1966) a leggyakrabban előforduló típusok kiválasztásával, ill. a geológiai és az ökológiai szempontból indokolható összevonásokkal].

- Ca, vagy Mg, vagy Ca+Mg kationtípusú/ $\text{HCO}_3$  aniontípusú vízfolyás.
- Na kationtípusú/ $\text{HCO}_3$ , vagy  $\text{HCO}_3+\text{CO}_3$  aniontípusú vízfolyás.
- Na+Mg kationtípusú/ $\text{HCO}_3$  aniontípusú vízfolyás.
- Na kationtípusú/ $\text{Cl}$ , vagy  $\text{HCO}_3+\text{Cl}$ , vagy  $\text{HCO}_3+\text{CO}_3+\text{Cl}$  aniontípusú vízfolyás.
- Mg, vagy Ca, vagy Mg+Ca, vagy Mg+Na kationtípusú/ $\text{SO}_4$ , vagy  $\text{SO}_4+\text{HCO}_3$  aniontípusú vízfolyás.
- Egyéb különleges iontípusú vízfolyás.

Megjegyzés: a "+" jel a kettős vagy a hármas dominanciájú kation- és/vagy aniontípust jelöli, a "/" jel pedig a kationokat és az anionokat választja el egymástól.

#### 4.2.8. Nitrogén mennyisége

Ökológiai szempontból a trofitási viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért a két legfontosabb limitáló tényezőnek (N és P)

a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A trofitási viszonyok jellemzésére a nitrogén oldaláról az eddig is rendszeresen vizsgált szervesen kötésű ("ásványi") nitrogén ( $\text{NO}_2^- + \text{NO}_3^- + \text{NH}_4^+$ ) mennyisége alapján (Nmg/l-ben kifejezve) látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a trofitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

#### 5 osztályközös tipológia.

- < 0,25 Nmg/l, igen kis mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.
- 0,25–1,00 Nmg/l közötti, kis mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.
- 1,0–2,5 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.
- 2,5–5,0 Nmg/l közötti, nagy mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.
- > 5,0 Nmg/l, igen nagy mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.

#### 3 osztályközös tipológia.

- < 1,0 Nmg/l, kis mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.
- 1,0–2,5 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.
- > 2,5 Nmg/l, nagy mennyiségű szervesen kötésű nitrogént tartalmazó vízfolyás.

A nitrogénforgalomban – ökológiai szempontból – nemcsak a trofitási viszonyokat közvetlenül tükröző szervesen kötésű nitrogénnek van nagy jelentősége, hanem a nitrogén teljes mennyiségének, hiszen a vízterekben lezajló táplálkozási, korhadási-rothadási és ásványosodási (mineralizációs) folyamatok eredményeképpen az összes nitrogén, elsősorban az annak jelentős részét képező szerves nitrogén is előbb-utóbb bekapcsolódik az elemkőrforgásba. Éppen ezért megfontolást tárgyalhat képezheti, hogy a szervesen kötésű nitrogén mellett vagy helyett a trofitási és a szaprobitási viszonyokat egyesítve tükröző összes (szervesen + szerves kötésű) nitrogén mennyisége legyen a VKI szempontjából figyelembe veendő tényező a nitrogén esetében.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a szaprobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást a szerves nitrogén mennyiségére nézve. Az előbbieken mondottakra tekintettel ezt a tipológiát láttuk célszerűnek alapul venni az összes nitrogén mennyisége szerinti tipizáláshoz, a VKI kategorizálás szellemének megfelelően bizonyos összevonásokkal egyszerűsítve.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 1 Nmg/l, igen kis mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.
- 1–3 Nmg/l közötti, kis mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.
- 3–6 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.
- 6–10 Nmg/l közötti, nagy mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.
- > 10 Nmg/l, igen nagy mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.

3 osztályközös tipológia.

- < 3 Nmg/l, kis mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.
- 3–6 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.
- > 6 Nmg/l, nagy mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető vízfolyás.

#### 4.2.9. Foszfor mennyisége

Ökológiai szempontból a trofitási viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért a két legfontosabb limitáló tényezőnek (N és P) a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A trofitási viszonyok jellemzésére a foszfor oldaláról az eddig is rendszeresen vizsgált oldott ortofoszfát ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) mennyisége alapján ( $\text{P}\mu\text{g/l}$ -ben kifejezve) látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a trofitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 25  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , igen kis mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.
- 25–75  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, kis mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.
- 75–200  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, közepes mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.
- 200–500  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, nagy mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.
- > 500  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , igen nagy mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.

3 osztályközös tipológia.

- < 75  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , kis mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.
- 75–200  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, közepes mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.
- > 200  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , nagy mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó vízfolyás.

A foszforforgalomban ökológiai szempontból nemcsak a trofitási viszonyokat közvetlenül tükröző oldott ortofoszfát-foszfor van nagy jelentősége, hanem a foszfor teljes mennyiségének, hiszen a vizekben lezajló táplálkozási, korhadási-rothadási és ásványosodási (mineralizációs) folyamatok eredményeképpen az összes foszfor, elsősorban annak jelentős részét képező szerves foszfor is előbb-utóbb bekapcsolódik az elemkörforgásba (ezért képezi az összes foszfor mennyisége az OECD által elfogadott trófia-kategorizálás alapját – vö. Eutrophication of waters 1982). Meggondolás tárgyát képezheti tehát, hogy az oldott ortofoszfát-foszfor mellett vagy helyett a trofitási és a szaprobitási viszonyokat egyesítve tükröző összes foszfor mennyisége legyen a VKI szempontjából figyelembe veendő tényező a foszfor esetében.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a szaprobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást az élőlényekben lévő foszfort leginkább tükröző összes formált foszfor mennyiségére nézve. Az előbbieken mondottakra tekintettel ezt a tipológiát láttuk célszerűnek alapul venni az összes foszfor mennyisége szerinti tipizáláshoz, a VKI kategorizálás szellemének megfelelően bizonyos összevonásokkal egyszerűsítve.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

#### 5 osztályközös tipológia.

- < 100 P<sub>μg/l</sub>, igen kis mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.
- 100–200 P<sub>μg/l</sub> közötti, kis mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.
- 200–400 P<sub>μg/l</sub> közötti, közepes mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.
- 400–800 P<sub>μg/l</sub> közötti, nagy mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.
- > 800 P<sub>μg/l</sub>, igen nagy mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.

#### 3 osztályközös tipológia.

- < 200 P<sub>μg/l</sub>, kis mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.
- 200–400 P<sub>μg/l</sub> közötti, közepes mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.
- > 400 P<sub>μg/l</sub>, nagy mennyiségű összes foszforral jellemezhető vízfolyás.

#### 4.2.10. Kémiai oxigénigény

Ökológiai szempontból a szaprobitási viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért legalább egyetlen tényezőnek a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A szaprobitási viszonyok jellemzésére az eddig is rendszeresen vizsgált, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény (KOI<sub>sMn</sub>, KOI<sub>ps</sub>) értékei alapján látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a szaprobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos szűkítéssel

és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 2,5 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, igen csekély szaprobitású vízfolyás.
- 2,5–5,0 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, csekély szaprobitású vízfolyás.
- 5,0–10,0 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, közepes szaprobitású vízfolyás.
- 10,0–17,5 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, jelentős szaprobitású vízfolyás.
- > 17,5 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, igen jelentős szaprobitású vízfolyás.

3 osztályközös tipológia.

- < 5,0 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, csekély szaprobitású vízfolyás.
- 5,0–10,0 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, közepes szaprobitású vízfolyás.
- > 10,0 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, jelentős szaprobitású vízfolyás.

#### 4.2.11. Klorofill-a mennyisége

Ökológiai szempontból a konstruktív viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért legalább egyetlen tényezőnek a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk.

A konstruktív viszonyok jellemzésére a víztömegből vett mintában mérhető klorofill-a mennyisége alapján látunk reális és megalapozott lehetőséget, aminek a vizsgálata az utóbbi években már sok helyen és rendszeresen folyt.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a konstruktív-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos szűkítéssel és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 5 µg/l klorofill-a tartalmú, igen csekély konstruktív vízfelületi vízfolyás.
- 5–10 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, csekély konstruktív vízfelületi vízfolyás.
- 10–25 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, közepes konstruktív vízfelületi vízfolyás.
- 25–50 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, jelentős konstruktív vízfelületi vízfolyás.
- > 50 µg/l klorofill-a tartalmú, igen jelentős konstruktív vízfelületi vízfolyás.

3 osztályközös tipológia.

- < 10 µg/l klorofill-a tartalmú, csekély konstruktív vízfelületi vízfolyás.
- 10–25 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, közepes konstruktív vízfelületi vízfolyás.
- > 25 µg/l klorofill-at tartalmazó, jelentős konstruktív vízfelületi vízfolyás.

#### 4.2.12. Biológiai oxigénigény

Ökológiai szempontból a destruktivitási viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért legalább egyetlen tényezőnek a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A destruktivitási viszonyok jellemzésére az eddig is rendszeresen vizsgált, öt napos biológiai oxigénigény ( $BOI_5$ ) értékei alapján látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a destruktivitás-tipológia több tényezőre vonatkozóan tartalmaz részletes kategorizálást, erre nézve viszont nem. Ebből következően a tipológiát más források, elsősorban FELFÖLDY (1980) véleménye és a környezetvédelmi felügyelőségek által mért adatsorok értékelése alapján dolgoztuk ki, a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

##### 5 osztályközös tipológia.

- < 2  $O_2$ mg/l biológiai oxigénigényű, igen csekély destruktivitású állóvíz.
- 2–4  $O_2$ mg/l közötti biológiai oxigénigényű, csekély destruktivitású állóvíz.
- 4–8  $O_2$ mg/l közötti biológiai oxigénigényű, közepes destruktivitású állóvíz.
- 8–14  $O_2$ mg/l közötti biológiai oxigénigényű, jelentős destruktivitású állóvíz.
- > 14  $O_2$ mg/l biológiai oxigénigényű, igen jelentős destruktivitású állóvíz.

##### 3 osztályközös tipológia.

- < 4  $O_2$ mg/l biológiai oxigénigényű, csekély destruktivitású állóvíz.
- 4–8  $O_2$ mg/l közötti biológiai oxigénigényű, közepes destruktivitású állóvíz.
- > 8  $O_2$ mg/l biológiai oxigénigényű, jelentős destruktivitású állóvíz.

### 5. Javaslat a szabadon választott tipológiákra állóvizeknél

Az állóvizek esetében a VKI-ban megadott szabadon választható tényezők tipizálása nagyon sok inkongruenciával terhelt, különösen hazai körülmények között, ahol az állóvizek döntő többsége a vizes (szemiakvatikus) élőhelyek ("wetlands") kategóriájába tartozik (DÉVAI et al. 2001b). Az ilyen típusú vizek ugyanis igen ritkán egyveretűek, fő jellemzőjük a sávozottság és a mozaikosság, s így még a viszonylag kis kiterjedésű állóvizek is igen változatos képet mutatnak minősítési szempontból. Ezt a tényt nagyon szépen mutatják a Boroszló-kerti-Holt-Tiszán végzett ökológiai minőségvizsgálataink eredményei (vö. DÉVAI et al. 1999). Igazi értelme tehát az egységes minősítésnek nyilván csak azokban az esetekben van, amikor a víztér egy-egy meghatározott és kisebb terjedelmű szakaszának (azaz víztestjének), ill. amikor egy-egy mintavételi vagy monitorozási helyszínnek a jellemzéséhez akarjuk a kapott eredményeket felhasználni. S minél jelentősebb az adott állóvíz kiterjedése, az esetek többségében annál több problémát vet fel a tényezőnek az egész víztérre történő egzakt megállapítása, mind elméleti, mind módszertani téren. Gondoljunk csak bele, hogy a Balaton vagy a Velencei-tó különböző víztestjeiben (a Balaton esetében pl. a Keszthelyi- vagy a Siófoki-medencében; a Velencei-tó esetében a Német-tisztás vagy a Fürdető területén; a Boroszló-kerti-Holt-Tisza hínár- és mocsárinövényzettel, ill. nyíltvízzel borított

részein) milyen eltérő értékeket kaphatunk számos minősítési szempontból fontos tényezőnél, s ezért korántsem egyszerű kérdés, hogy mit tekintünk az egész vízterre érvényes értéknek. Éppen ezért azt a megoldást javasoljuk, hogy amennyiben ezeket a tényezőket a teljes víztér (az egész állóvíz) általános jellemzésére is fel kell használni, akkor a nem kellően egyveretű állóvizeket részekre (víztestekre) kell tagolni, s először az egyes részekre vonatkozó értékeket kell meghatározni, majd ezeknek az adatoknak az alapján, a vízfelületből (vagy nagyobb mélységbeli különbségek esetén a víztömegből) való részesezés arányában lehet az állóvíz egészére vonatkozó értéket megállapítani. Feltétlenül meg kívánjuk azonban jegyezni, hogy az egyes víztestekre vonatkozó átlagos/közepes értékek megállapításához, ill. az egész víztér jellemzésére történő felhasználásához ("extrapolációjához") szükséges algoritmus kidolgozása is még további alapos és széles körű felmérés, feldolgozó és értékelő munkát igényel.

A tipológia kialakításánál – a VKI szellemének megfelelően – mindig arra törekedtünk, hogy a lehető legkevesebb (általában 3–4) osztályközzel kíséreljük meg a teljes jelleg- vagy értéktartományt átfogó jellemzést megoldani. Több esetben viszont szükségesnek láttuk, hogy kettős kategorizálási módra is javaslatot tegyünk: egy árnyaltabb és részletesebb besorolást biztosító 5–6 osztályközös, ill. egy átfogóbbra és elnagyoltabbra lehetőséget nyújtó 3 osztályközös kategorizálásra.

### **5.1. Tipológiák a VKI szerint**

Az alábbi tipológiai javaslat kidolgozásánál fő célunk egy egységes tipizálási rendszer kialakítása volt, ezért szándékosan nem tettünk különbséget a tipológia, ill. az indikáció szempontjából szóba jöhető tényezők között. Kétségtelen ugyan, hogy az emberi hatás tükröződésének mértéke a két tényezőcsoportnál nagyságrendileg jelentősen különbözik, a tipológiának azonban megítélésünk szerint ettől függetlenül azonos elvi alapokon kell nyugodnia.

#### **5.1.1. Átlagos vízmélység**

Ennek a tényezőnek a javasolt tényezők közötti feltüntetése érthetetlen, vagy súlyos fogalmazásbeli bizonytalansággal terhelt. Az "A" rendszer szerinti tipizálásnál ugyanis már szerepel egy ilyen értelmű tényező, igaz ugyan, hogy kissé más megfogalmazásban (az "A" rendszernél: átlagos mélységen alapuló mélység szerinti osztályozás – depth typology based on mean depth; a "B" rendszernél: átlagos vízmélység – mean water depth).

Az eredeti megfogalmazást és a magyar fordítást sem tartjuk kielégítően pontosnak. A legfontosabb pontosítási igény annak a feltüntetésére irányul, hogy mit értünk a mélység fogalmán. Egyáltalán nem mindegy ugyanis, hogy ezt hogyan állapítjuk meg, azaz milyen mélységi értéket választunk az átlagolás alapjául. Szerintünk itt mindenképpen a meder közepes vízmélységét kell minden esetben megállapítani, s ezeknek az időben változó értékét kell a végső tipizáláshoz átlagolni. További pontosítási igényként jelentkezik annak a kitételnek a beiktatása, hogy a tipizálás alapját képező közepes vízmélységértéknek felületarányosnak is kell lennie. Ennek szónak az elhagyása nemcsak értelmezési szempontból súlyos hiányosság, hanem a gyakorlatban is jelentős mértékben eltérő kategorizálást eredményezhet (amint arról eddigi tapasztalataink, főleg a rekonstrukciós-

rehabilitációs tanulmánytervek egymással össze nem illő adatai alapján meggyőződhattunk). Ennél a tényezőnél tehát a "középvízállásra vonatkoztatott felületarányos átlagmélység (azaz a középvízállásnál felvett keresztmetszvény alapján számított közepes vízmélység)" lenne a precíz és egyértelmű megfogalmazás.

Ennek a szabadon választott tipológiának akkor lenne igazán értelme, ha az "A" rendszerben szereplő ilyen jellegű tipológia nem a vízmélységre vonatkozna, hanem a medermélységre. A két fogalom között ugyanis nagyon lényeges különbség van (DÉVAI et al. 2001b), aminek érvényre juttatása egy tótipizálásban mindenképpen támogatásra érdemes gondolat. A meder ugyanis általában nem ér véget a vízfenéken, hanem az alapkőzetig tart, azaz a medermélység magában foglalja a víztérben képződött és/vagy odakerült, s abban lerakódott üledéket is. Ez az üledékmennyiség hazai vízterekben igen jelentős is lehet, vastagsága például az erősen feltöltődött Tisza menti holtmedrekben a vízmélységet is meghaladhatja. Az "A" rendszer szerinti tipológiában a "water" szó nem fordul elő, igaz ugyan, hogy a "bed" sem. Így nem lehet tudni, hogy a tipológia megalkotói mire gondoltak. Ha nem pusztán figyelmetlenségből kezdték a "B" rendszert a vízmélységgel, akkor feltételezni lehetne, hogy az "A" rendszernél a "mean depth" kifejezés a víztérre (a "water body"-ra), s így a mederre vonatkozik. Ebben az esetben a vízmélység-tipológiának a szabadon választható kategóriában teljesen jogos lenne a helye. Valószínűsíthető azonban, hogy mindkét tipológia a vízmélységre vonatkozik, s SZILÁGYI (2002) például ezért nem is szerepelteti a vízmélységet a szabadon választott jellemzők között. Ennek a tipológiának más tartalommal való megismétlését mégis érdemesnek tartjuk támogatni, hiszen az "A" rendszer tipológiájának osztályközei még az általunk javasolt kiegészítéssel is túl nagyok (vö. 3.2.3.), különösen hazai sekélyvizeink szempontjából. A szabadon választható tényezők között lehetőség lenne egy finomabb, a hazai viszonyokhoz jobban illeszkedő vízmélységi kategorizálásra, amit feltétlenül indokoltnak tartunk. Végül egy olyan lehetőséget is érdemesnek tartunk megfontolni, hogy ezt a tipológiát ne az átlagos vízmélységre, hanem az adott víztér legnagyobb vízmélységére vonatkoztassuk.

Az ökológiai vízminősítés keretében részletes, 9 tagú kategorizálást javasoltunk a középvízállásra vonatkoztatott felületarányos átlagos vízmélység kódolására (DÉVAI et al. 1992, 1999), amelyet egyes kategóriák elhagyásával, ill. összevonásával lehetségesnek tartunk egyszerűsíteni és leszűkíteni, s a hazai viszonyok szem előtt tartásával az állóvizekre alkalmazni.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- < 0,5 m vízoszlopú, igen csekély átlagos vízmélységű állóvíz.
- 0,5–2,0 m közötti vízoszlopú, csekély átlagos vízmélységű állóvíz.
- 2,0–5,0 m közötti vízoszlopú, mérsékelten nagy átlagos vízmélységű állóvíz.
- 5,0–15,0 m közötti vízoszlopú, nagy átlagos vízmélységű állóvíz.
- > 15,0 m vízoszlopú, igen nagy átlagos vízmélységű állóvíz.

### 5.1.2. Állóvíz alakja

Nem feltétlenül szükséges, de mindenképpen hasznos információt jelent víztér-tipológiai szempontból ez a tényező. Nem véletlen, hogy ilyen jellegű

részletes tipológiát az ökológiai vízminősítési rendszer keretében is kidolgoztunk (DÉVAI et al. 1992, 1999), mégpedig kettős bontásban: egyrészt a meder alakjára, másrészt a medret határoló partok futására vonatkozóan. Ha ezt a két tipológiát összevonnuk, és a VKI szellemének megfelelően leegyszerűsítjük, akkor könnyen megvalósítható lehetőség kínálkozik az állóvizek alakjára vonatkozó jellemzés kellően árnyalt és jól körülírt formában történő bevezetésére.

SZILÁGYI (2002) az állóvíz alakja helyett a vízfelület és a víztérfogat arányát javasolja figyelembe venni, amit a sekély és a mély állóvizek elkülönítésére sokkal alkalmasabbnak tart. Véleményével és új tényezőként való bevezetésével mi is egyetértünk, de megfelelő adatok hiányában most még nem látunk lehetőséget ilyen szempontú érdemi tipizálásra. Hasonló a helyzet a litorális fitál és a litorális pelagiál arányán (DÉVAI et al. 2001b) alapuló új tipológia esetében is, aminek bevezetését hazai sekély és gyors feltöltődésű (elmocsarasodó) állóvizeinknél szintén megfontolandónak tartjuk.

A tipológia egyértelmű alkalmazása érdekében meg kell jegyeznünk, hogy az alak meghatározásánál a partvonal kisebb-nagyobb egyenetlenségeitől el kell vonatkoztatni (pl. a Balaton esetében is vannak öblök, félszigetek, szűkületek, azonban ezektől függetlenül a Balaton a nyújtott alakú és többé-kevésbé téglalap formájú kategóriába sorolható).

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- Az állóvíz medre nyújtott alakú és többé-kevésbé téglalap formájú.
- Az állóvíz medre nyújtott alakú és többé-kevésbé háromszög, T vagy Y formájú.
- Az állóvíz medre nyújtott alakú és ívesen hajló vagy többszörösen ívesen görbülő formájú.
- Az állóvíz medre minden irányból többé-kevésbé hasonló méretű, közelítőleg négyzet, kör vagy ellipszis formájú.
- Az állóvíz medre szabálytalan alakú, zezugos alakzatot formázó.

### 5.1.3. Tartózkodási idő

Ennek a tényezőnek a beiktatására vonatkozó állásponttal teljesen egyetértünk, különös tekintettel azokra a vízterekre, amelyek átfolyással (állandó vagy legalább időszakos be- és kifolyással) vagy átöblítődéssel jellemezhetők. SZILÁGYI (2002) is fontosnak tartja a figyelembe vételét, különösen a fitoplankton esetében, s ezzel a véleményével mi is teljes mértékben azonosulni tudunk. Ugyanakkor kétféle osztályközbe sorolást is javasol a tartózkodási idő jellemzésére, amelyek közül az egyik inkább a rövid életsiklusú szervezetek (baktériumok, egysejtűek), a másik pedig a hosszabb életsiklusú szervezetek (növények, állatok) szempontjából ítélni megfelelőnek. Ennek a kettős szempontrendszernek az egyeztetését hazai vízterek tipizálásánál mindenképpen indokoltnak tartjuk. Ez a feladat – eddigi rendszeres felméréseink sokrétű tapasztalatai és eredményei alapján – megoldható volt, s az alábbi eredményre vezetett.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- < 6 nap tartózkodási idejű víztömeggel jellemezhető állóvíz.
- 6–30 nap közötti tartózkodási idejű víztömeggel jellemezhető állóvíz.

- 30–180 nap közötti tartózkodási idejű víztömeeggel jellemezhető állóvíz.
- 180–365 nap közötti tartózkodási idejű víztömeeggel jellemezhető állóvíz.
- > 365 nap tartózkodási idejű víztömeeggel jellemezhető állóvíz.

#### 5.1.4. Felkeveredési jellemzők

Ennek a tényezőnek, amint a VKI javaslatának zárójeles kiegészítése (monomiktikus, dimiktikus, polimiktikus) is mutatja, általános limnológiai szempontból kiemelkedő jelentősége van. A mi állóvizeink döntő többsége azonban sekély víztér, amelyekre a rövid ideig tartó, mülékony hőrétegzettség és a gyakori felkeveredés jellemző (FELFÖLDY 1981; DÉVAI et al. 2001b). Tótani értelemben tehát a mi vizeink – kevés kivételtől (pl. néhány be- és kifolyás nélküli, a szél felkeverő hatásától is jól elzárt kopolyától) eltekintve – egyveretűek. Mivel a sekély és a mély állóvizek különválasztása más formában, a vízfelület nagysága és az átlagos vízmélység alapján megtörténhet, SZILÁGYI (2002) ennek a tipológiának a hazai bevezetését nem javasolja.

Az utóbbi évek vizsgálati eredményei azonban – elég meggyőzően – azt mutatják, hogy egy-egy sekély víztérben is jelentős hőmérsékletkülönbségek alakulhatnak ki vertikálisan (BÁRDOSI et al. 2000; DÉVAI et al. 1999), aminek komoly ökológiai hatása lehet (akár közvetlenül, akár áttételesen, pl. a sekély oxigéntartalom állandósítása révén). Mindez azonban többnyire nem mondható jellemzőnek az átfolyás vagy a szél által keltett áramlások által befolyásolt állóvizekre. Indokoltnak tartható tehát, hogy a hazai állóvizeinkre alkalmazható speciális tipológiát kidolgozzuk, s ennek alapján vizeinket ezzel a tényezővel is jellemezhetővé tegyük.

Hazánkban jelenleg nincs tudomásunk sem fel nem keveredő (amiktikus), sem igazi rétegzettséggel jellemezhető, egyszer, kétszer vagy ritkán felkeveredő (mono-, di- és oligomiktikus), sem pedig különleges keveredési sajátosságú (pl. meromiktikus) állóvízről. A mérsékelt égővi sajátosságoknak megfelelően azonban dimiktikus, azaz kétszer felkeveredő állóvíz jelenlétét nem lehet teljesen kizárni, ezért ezt a típust célszerűnek láttuk a kategóriarendszerbe beépíteni. Eddigi ismereteink szerint hazai állóvizeink mindegyike polimiktikus. A polimiktikus kategórián belül az ökológiai vízminősítési rendszer keretében (DÉVAI et al. 1992, 1999) kialakított reitás-tipológia kínál egy négyosztályközös, a vízhőmérséklet vertikális különbségeire vonatkozó tipológia pedig egy kilenc osztályközös adaptációs lehetőséget. Mindezek figyelembe vételével és felhasználásával, a VKI szellemének megfelelő összevonások és egyszerűsítések után kialakítható volt a hazai vizek felkeveredési sajátosságainak jellemzésére alkalmas és mérés technikailag is viszonylag egyszerűen kivitelezhető kategóriarendszer.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- Dimiktikus (évente kétszer felkeveredő, tipikus váltóréteggel jellemezhető) állóvíz.
- Polimiktikus, de túlnyomórészt nyugalmi állapotú, a teljes víztömeget érintően ritkán felkeveredő állóvíz, nyáron a legmélyebb függélyben jelentős (7 °C-t meghaladó) vertikális hőmérsékletkülönbségekkel.

- Polimiktikus, de túlnyomórészt nyugalmi állapotú, a teljes víztömeget érintően ritkán felkeveredő állóvíz, nyáron sem jelentős ( $7\text{ }^{\circ}\text{C}$ -nál kisebb) vertikális hőmérsékletkülönbségekkel.
- Polimiktikus, túlnyomórészt és teljes terjedelmében a víz (be- és kifolyások, talajvízszivárgás, mederforrás) keltette áramlások vagy a szél keverő hatása alatt álló víztömegű állóvíz.

#### 5.1.5. Közepes léghőmérséklet

SZILÁGYI (2002) véleményétől eltérően ez a tényező nem tekinthető teljes mértékben elhanyagolhatónak, hiszen az évi középhőmérsékletben elég jelentős különbségek vannak az ország egyes részei, különösen alőkorégiói között. A kellően reprezentatív országos meteorológiai hálózat révén ezek az adatok ráadásul kellő részletességgel beszerezhetők, így a közepes léghőmérséklet figyelembe vétele ajánlható.

Meg kell azonban jegyezzük, hogy ennek a tényezőnek elsősorban a kisebb víztömegű vizeknél van jelentősége, s így ezek esetében igen fontosnak tartjuk.

Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al. 1992, 1999) tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos módosításokkal és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálási gyakorlatának megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- $< 8\text{ }^{\circ}\text{C}$  évi középhőmérsékletű, igen hűvös területen található állóvíz.
- $8,0\text{--}9,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  közötti évi középhőmérsékletű, hűvös területen található állóvíz.
- $9,5\text{--}10,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  közötti évi középhőmérsékletű, mérsékelt meleg területen található állóvíz.
- $10,5\text{--}11,0\text{ }^{\circ}\text{C}$  közötti évi középhőmérsékletű, meleg területen található állóvíz.
- $> 11\text{ }^{\circ}\text{C}$  évi középhőmérsékletű, igen meleg területen található állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- $< 9,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  évi középhőmérsékletű, hűvös területen található állóvíz.
- $9,5\text{--}10,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  közötti évi középhőmérsékletű, mérsékelt meleg területen található állóvíz.
- $> 10,5\text{ }^{\circ}\text{C}$  évi középhőmérsékletű, meleg területen található állóvíz.

#### 5.1.6. Levegő hőmérsékleti tartománya

Első közelítésben úgy tűnhet, hogy Magyarországon – a csekély magasságkülönbségek miatt – ez a tényező nem, vagy csak kevésbé releváns (vö. SZILÁGYI 2002). Mivel azonban a kontinentalitás már elég jelentős mértékű hazánkban, a hőmérsékletkülönbségek jelentősebbek lehetnek számos atlantikus klímájú nyugat-európai országénál (míg pl. a közepes évi hőmérsékletingás hazánkban  $22\text{ }^{\circ}\text{C}$  körüli, addig a hazaihoz hasonló átlaghőmérsékletű Dél-Írországból csak  $8\text{ }^{\circ}\text{C}$  körüli). Ennek tükrében a hőmérsékletingás figyelembe

vétele nem utasítható el egyértelműen. SZILÁGYI (2002) érvelésével sem tudunk egyetérteni, aki szerint azért nincs szükség erre a tényezőre, mert az éghajlati vízmérleg egyik összetevője.

A tipológia bevezetése esetén egyértelműen eldöntendő az a kérdés, hogy a leghidegebb és a legmelegebb hónapok átlagos középhőmérséklete közötti különbséget használjuk fel a kategóriába soroláshoz, vagy inkább a hőmérsékletnek az adott évben mért tényleges minimuma és maximuma közötti különbséget. Az előbbi esetben a különbség az ország területén viszonylag csekély (mindössze 4 °C-nyi, az utóbbi esetben viszont – pont a kontinentális jellegből adódóan – igen jelentős, az abszolút hőmérsékleti ingás hosszú időtávban elérheti akár a 75 °C-t is, ami európai összehasonlításban jelentős különbségként értelmezhető. Éppen ezért javasoljuk, hogy az utóbbi szempontot vegyük figyelembe a tipizáláshoz, különös tekintettel arra, hogy az országos meteorológiai hálózat elég sűrű ennek az értéknek a jó közelítésű meghatározásához.

Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al. 1992, 1999) a sztatikus mutatók csoportján belül a januári és a júliusi középhőmérséklet alapján történő részletes (9 osztályközös) tipizálást tartalmazza, s ez az első szempont szerinti kategóriahatárok kijelölését tenné lehetővé. A második szempont szerinti kategóriákra a hőmérsékleti anomáliákra vonatkozó határértékek figyelembe vételével dolgoztunk ki javaslatot, s évi abszolút hőmérsékletingáson az adott területen egy adott évben mért legalacsonyabb és legmagasabb hőmérsékleti érték közötti különbséget értjük.

Meg kell jegyezzük, hogy ennek a tényezőnek a figyelembe vételét elsősorban a kisebb víztömegű víztereknél javasoljuk, sőt ezek esetében igen fontosnak is tartjuk.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- < 45 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.
- 45–50 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.
- 50–55 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.
- 55–60 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.
- > 60 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.

3 osztályközös tipizálás.

- < 50 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.
- 50–55 °C közötti évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.
- > 55 °C évi abszolút hőmérsékletingású területen található állóvíz.

#### 5.1.7. Savközbősítő kapacitás

Teljes mértékben egyetértünk SZILÁGYI (2002) megállapításával, aki szerint ez a tényező a hazai vizek esetében kevésbé releváns, hiszen egyrészt viszonylag csekélyek a protonaktivitás (pH) értékében a különbségek a hazai állóvizekben, másrészt igen nagy a hazai vízterek kiegyenlítő képessége (ún. pufferkapacitása) ahhoz, hogy a savasodás ne okozzon gondot. Ugyanakkor azt is

látunk kell, hogy ez a tényező Európa számos országában kulcsfontosságú, s ezért esetleg nekünk is be kellene vonnunk a "B" rendszer szerinti tipológiába, különösen amiatt, hogy pont egy ilyen értékkel tudánk a mi vizeink egyik fontos sajátosságát (ti. jelentős pufferkapacitási képességét) az EU viszonylatában demonstrálni.

A savközömbösítő kapacitás (az „acid neutralizing capacity” kifejezésből általánosan használt rövidítése: ANC) jellemzésére az összes lúgosság (m-lúgosság) használható. Meg kell jegyezni, hogy a szakirodalomban többféle megközelítéssel találkozunk. Egyesek különbséget tesznek a szűrt és az eredeti vízmintából meghatározott lúgosság között, s csak az utóbbit nevezik savközömbösítő kapacitásnak; mások nemcsak a  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{OH}^-$  koncentrációját veszik figyelembe, hanem mellettük még a kationokét ( $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ,  $\text{NH}_4^+$ ), sőt esetleg további ionokat is (borátok, szilikátok, foszfátok, szerves anionok, ill. alumínium). Általánosságban azonban megállapítható, hogy vizekre vonatkozóan az a legelterjedtebb álláspont, hogy a savközömbösítő kapacitás (ANC) megegyezik a természetes vizek összes lúgosságával, amit acidimetriával, erős savval pH=4,5 végpontig történő titrálással határozzunk meg, s általában mmol/liter vagy mgeé/liter mértékegységben fejezünk ki (gyakori az is, hogy a  $\text{HCO}_3^-$ , vagy a  $\text{HCO}_3^- + \text{CO}_3^{2-}$  mg/liter egységben megadott értékét használják).

Eddig az ökológiai vízminősítés keretében nem foglalkoztunk a savközömbösítő kapacitás mértékének megítélésére alkalmas lúgosság alapján történő a tipizálással, de az eddigi vizsgálati eredmények alapján az erre vonatkozó tipológia kialakítását is megoldhatónak tartottuk.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

#### 5 osztályközös tipizálás.

- < 0,5 mmol/l értékű, igen csekély savközömbösítő kapacitású állóvíz.
- 0,5–1 mmol/l értékű, csekély savközömbösítő kapacitású állóvíz.
- 1–5 mmol/l értékű, közepes savközömbösítő kapacitású állóvíz.
- 5–10 mmol/l értékű, nagy savközömbösítő kapacitású állóvíz.
- > 10 mmol/l értékű, igen nagy savközömbösítő kapacitású állóvíz.

#### 3 osztályközös tipizálás.

- < 1 mmol/l értékű, csekély savközömbösítő kapacitású állóvíz.
- 1–5 mmol/l értékű, közepes savközömbösítő kapacitású állóvíz.
- > 5 mmol/l értékű, nagy savközömbösítő kapacitású állóvíz.

A savközömbösítő kapacitást alapvetően a vízben oldott széndioxid-formák mennyisége és aránya határozza meg, ez viszont függ a víz pH-jától, ezért a minősítésben legalább az összes lúgosságra és a pH-ra vonatkozóan kell tipológiát kidolgozni. A pH esetében célszerű a kategóriahatárokat úgy megválasztani, hogy az  $\alpha$ - és a  $\beta$ -limnotípusú vizek külön kategóriába kerüljenek, ezzel egyúttal a karbonátionok jelenlétéről vagy hiányáról is kapunk információt.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI el al. 1992) található a pH értékére vonatkozóan egy minden víztípusra egységesen érvényes 5 osztályközös tipológia, ezt azonban ahhoz, hogy külön lehessen alkalmazni az

állóvizekre, feltétlenül módosítani kellett (a finomabb és árnyaltabb besorolási lehetőség biztosítása érdekében). A 3 osztályközös besoroláshoz viszont csak a hazai állóvizeknél igen ritkán előforduló szélső értékeket kell összevonnai.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- < 6,0 pH értékű, savas vizű állóvíz.
- 6,0–7,0 pH értékű, enyhén savas vizű állóvíz.
- 7,0–8,3 pH értékű, enyhén lúgos vizű állóvíz.
- 8,3–9,5 pH értékű, lúgos vizű állóvíz.
- > 9,5 pH értékű, erősen lúgos vizű állóvíz.

3 osztályközös tipizálás.

- < 6,5 pH értékű, savas vizű állóvíz.
- 6,5–8,3 pH értékű, semlegesközele vizű állóvíz.
- > 8,3 pH értékű, lúgos vizű állóvíz.

### 5.1.8. Tápanyagviszonyok

Ennek a tényezőnek a figyelembe vételét egyáltalán nem javasoljuk, mégpedig három okból sem.

Az első és legfontosabb oka az elutasításnak az élővilág rendkívüli sokféleségéből fakad. Tápanyagviszonyokon ugyanis az ökológusok közül – mind elméleti, mind gyakorlati szempontból – mindenki mást ért (ez a tényezőkre vonatkozó szakértői felmérés során is egyértelműen kiderült), attól függően, hogy milyen élőlénycsoporttal foglalkozik, sőt még azon belül is attól, hogy az adott élőlénycsoporton belül konkrétan milyen táplálkozási típusú faj(ok)ról van szó (gondoljunk csak pl. a sugarasúszójú halaknál az amúr, a fehér busa, a ponty és a csuka közötti óriási táplálkozásbeli különbségekre). Ha pedig azt mondjuk, hogy ezen a kifejezésen nem az élőlények számára szükséges, azaz nem az ő szempontjuk szerint megítélt tápanyagokat értjük, hanem a civilizációs eredetűeket, akkor is fennáll a sokféleség zavaró hatása, hiszen korántsem mindegy, hogy például szerves vagy szervetlen vegyületről, sőt az sem, hogy mondjuk nitrogénben vagy foszforban gazdag szervetlen vegyületről van szó.

Az elutasítás második oka elvi jellegű, s a tápanyagok kettős eredetéből és az ebből adódóan szükségszerűen eltérő értelmezésből fakad. Van ugyanis egyrészt természetes eredetű, az emberi tevékenységtől függetlenül is létező tápanyagmennyiség [amit SZILÁGYI (2002) szerint nagyon fontos lenne figyelembe venni], másrészt antropogén tevékenység eredményeként a vizekbe többletként bejutó mesterséges eredetű tápanyagmennyiség. Ennek a két forrásnak a megbízható különválasztására jelenleg még nincs lehetőség, s így egyelőre a határértékek egyértelmű kijelölése sem valósítható meg.

A harmadik ok az elutasításra, amire SZILÁGYI (2002) is joggal és helyesen hivatkozik, elsősorban módszertani jellegű. Ma még ugyanis sem a külső terhelés diffúz részét, sem pedig a belső terhelést nem tudjuk megbízhatóan (legalább a szakma többsége által elfogadható módon) becsülni, s a vonatkoztatási alappal is gondok vannak (pl. a felület és a térfogat, a

partvonalhossz és a mederfelület viszonyának a megítélésében, az értékeknek az egységnyi felületre vagy térfogatra történő kivetítésében). A helyzetet súlyosbítja, hogy ezek a kérdések a mi sekély vizeitereinknél korántsem olyan egyértelműek és viszonylag könnyen eldönthetők, mint a mély tavaknál, amelyekre nézve az alapok lefektetése és az elméleti elgondolások gyakorlati tesztelése már kellő mélységben és sokoldalúsággal megtörtént.

Ennek a sok ellentmondással terhelt tényezőnek a "helyettesítése" a további javaslatok között szereplő nitrogén és foszfor mennyiségének, ill. a kémiai oxigénigénynek a tipológiába történő beillesztésével nemcsak megoldható, hanem jelenlegi tudásunk szintjén sokkal árnyaltabb megközelítést tesz lehetővé.

### 5.1.9. Mederanyag összetétele

Véleményünk szerint a mederanyag (ami gyakran tévesen "altalaj" néven is szerepel) összetétele a vizek jó ökológiai állapotának megítéléséhez nélkülözhetetlen tényező, hiszen az élőlénycsoportok jelentős részénél az előfordulási viszonyok meghatározása szempontjából közvetlenül vagy közvetve kiemelkedő jelentőségű. Éppen ezért a "B" rendszerbe történő bevonása nagyon fontos és lényeges, még akkor is, ha a hazai természet- és környezetvédelmi gyakorlatban eddig ez a tényező igen kevés szerephez jutott. Ugyanakkor hangsúlyoznunk kell, hogy a megállapítása csak konkrét szemcseösszetéti vizsgálatok alapján történhet, semmiféle felszínes (ránézésre vagy érzékszervi, tapintásos alapon történő) besorolás nem engedhető meg (mivel az utóbbi "módszerek" minden eddigi tapasztalatunk szerint igen durva tévedéseket eredményezhetnek).

Feltétlenül meg kell jegyeznünk, hogy a VKI magyar fordítása nem pontos: az eredeti szövegben a "substratum" szó szerepel, ami ebben az esetben nem altalajt, hanem "aljazatot", pontosabban "mederanyagot" jelent (azért nem üledéket, mint ahogy gyakran tévesen mondják, mert bizonyos esetekben a vízfénék az alapkőzetnek felel meg, s nem a mederben képződött vagy odahordott és ott felhalmozódott üledéknek). SZILÁGYI (2002) szerint ettől a tényezőtől nyugodtan el lehet tekinteni, hiszen a geológiai háttér híven tükrözi a mederanyagot is. Ezt a megállapítást viszont csak abban az esetben lehet maradéktalanul érvényesnek elfogadni, ha a vízféneket az alapkőzet alkotja, vagy a vízgyűjtőn előforduló kőzetek összetétele között nincs különbség. De ökológiai szempontból ebben az esetben is fontos lehet a mederanyag alkotóelemeinek méretösszetétele, amelyre szerintünk ezt a tipológiát alapozni kell.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) ennek a tényezőnek – rendkívül nagy jelentősége miatt – igen részletes tipológiája van, amit a VKI szellemének megfelelően jelentős mértékben le kellett egyszerűsíteni. Fontosnak tartjuk megjegyezni, hogy az "egyveretű", azaz csak egyféle méretű szemcsefrakciót tartalmazó mederanyag igen ritka (eddigi gyakorlatunkban még nem is fordult elő), s mivel kombináció feltüntetésére nincs lehetőség, a kategóriába sorolásnál mindig a legnagyobb mennyiségben jelenlévő, a szemcseösszetéti görbéről jól leolvasható frakciót kell figyelembe venni.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- < 0,05 mm-es, igen finom szemcseméretű (főleg agyag- és iszapfrakciót, ill. finomszemcsés homokfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú állóvíz.
- 0,05–0,63 mm-es, finom szemcseméretű (főleg apró- és középszemcsés homokfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú állóvíz.
- 0,63–2,0 mm-es, mérsékelten durva szemcseméretű (főleg durvaszemcsés homokfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú állóvíz.
- 2–20 mm-es, durva szemcseméretű (főleg murvát és apró kavicsfrakciót tartalmazó) mederanyag-dominanciájú állóvíz.
- > 20 mm-es, igen durva szemcseméretű (főleg durva kavicsfrakciót, ill. kőtömböket tartalmazó) mederanyag-dominanciájú állóvíz.
- Szálban álló kőzet mederanyag-dominanciájú állóvíz.

#### 5.1.10. Vízszingadozás

Hazai sekély állóvizeink esetében véleményünk szerint – SZILÁGYI (2002) felfogásával egybehangzóan – kulcsfontosságúnak minősülő tényező. Teljes mértékben elfogadjuk azt a SZILÁGYI (2002) szerinti logikus és szemléletes okfejtést is, hogy az irányelv szerinti mérőszám – azaz a vízszingadozás abszolút értéke (vízszilp magasságban kifejezve) – nem alkalmas a sekély vizek jellemzésére. Helyette az átlagos vízmélységhez viszonyított százalékos arányt tartja elfogadhatónak, amivel szintén egyetértünk, azzal a megjegyzéssel, hogy az előbbieken az átlagos vízmélységnél mondottakra tekintettel szerintünk ebben az esetben is a középvízállásra vonatkoztatott vízmélységértékek felületarányos átlagáról van szó. Nem tartjuk viszont sem helyesnek, sem szerencsésnek azt a javaslatát, hogy "ha az átlagos vízmélység feletti és alatti vízszintek ingadozása eltérő nagyságú, akkor a nagyobb értéket kell figyelembe venni." Véleményünk szerint a vízszingadozás teljes tartományát kell a tipizálás alapjául választani, ami akár 100%-nál nagyobb is lehet.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

##### 5 osztályközös tipológia.

- < 25%-os – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.
- 25–50% közötti – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.
- 50–75% közötti – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.
- 75–100% közötti – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.
- > 100%-os – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.

##### 3 osztályközös tipológia.

- < 25%-os – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.
- 25–100% közötti – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.
- > 100%-os – átlagmélységhez viszonyított – vízszingadozású állóvíz.

## 5.2. Tipológiák a magyar kezdeményezésű javaslatok szerint

### 5.2.1. Vízfelület nagysága

Ezt a tényezőt az "A" rendszer szerinti tipizálás már tartalmazza, teljesen helyénvalóan és kötelező jelleggel, ezért itteni szerepeltetésének nincs értelme.

### 5.2.2. Parti sáv állapota

Az utóbbi évek számos nemzetközi és hazai vizsgálati eredménye igazolja, hogy a közvetlen partszegélyi sáv – mint ökotón – állapota jelentős mértékben befolyásolhatja az állóvizek ökológiai karakterét (pl. a szennyeződések megsűrűsésével, árnyékolással, főrna- és detrituszképzéssel), különösen a kisebb állóvizek (pl. kopolyák, kistavak, mocsarak, lápok) esetében. Mindenképpen indokoltnak tekinthető tehát ennek a tényezőnek a beiktatása a tipológiába. Hasonló következtetésre jutott SZILÁGYI (2002), aki még arra is felhívja a figyelmet, hogy ez a tényező, mint a parti zonáció, s egyben az állóvíz épségének fokmérője, „jellemezni tudná az emberi tevékenység mértékét” is.

Ilyen jellegű tipizálást az ökológiai vízminősítés (DÉVAI et al. 1992, 1999) eddig nem tartalmazott. A tipológia kialakításánál a holtmedrek ökológiai állapotának értékeléséhez kidolgozott (DÉVAI et al. 2001a) szempontrendszert vettük alapul.

A VKI kategóriarendszerének kialakításához az ökológiai vízminősítés több szempontú (természetesség, antropogén hatás, hosszúság, szélesség, szabdaltság, átjárhatóság) és árnyalt (a jellegek kombinált figyelembe vételére is lehetőséget adó) tipizálásából a legfontosabb érvényesítendő szempontnak a parti sáv természetes és/vagy természetközeli jellegét, ill. ennek részarányát tekintettük.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- A parti sáv az állóvíz teljes kerülete mentén 75%-nál nagyobb arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.
- A parti sáv az állóvíz teljes kerülete mentén 50–75% közötti arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.
- A parti sáv az állóvíz teljes kerülete mentén 25–50% közötti arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.
- A parti sáv az állóvíz teljes kerülete mentén 25%-nál kisebb arányban természetes és/vagy természetközeli állapotú.

### 5.2.3. Tápanyagterhelés

Ennek a tényezőnek a figyelembe vételét illetően teljes mértékben egyetértünk SZILÁGYI (2002) kellően indokolt elutasító véleményével. A háttérből származó (azaz emberi beavatkozások nélküli) tápanyagterhelést ugyanis véleményünk szerint is nagyon fontos lenne ismerni és tipizálni. Álláspontunk abban a tekintetben is hasonló, hogy a civilizációs tevékenység – különösen a mi ökorégióinkban – az esetek többségében jelentős mértékben befolyásolja, sőt gyakran meg is határozza állóvizeink külső terhelését, ami miatt a háttérterhelést csak rendkívül bizonytalanul, s valószínűleg igen nagy hibával lehetne akár még csak becsülni is. Mindezekből következően mi is arra a következtetésre jutottunk,

hogy ezt a tényezőt egyelőre célszerűbb figyelmen kívül hagyni a tipizálásnál, szorgalmazva viszont ugyanakkor a háttérterhelés megbízható becslésére irányuló kutatási program elindításának szükségességét.

#### 5.2.4. Makrovegetáció borítása és mozaikos jellege

A vízi- és a mocsárinövényzet jelenléte, elsősorban borításának, ill. sávozottságának és mozaikosságának mértéke ökológiai szempontból alapvető jelentőségű, mivel döntően befolyásolja, sőt gyakran meghatározza az egész élővilág előfordulási viszonyait. SZILÁGYI (2002) az ökológiai állapot és a természetvédelmi értékesség megítélése kapcsán hangsúlyozza fontosságát, sőt a makrofita-fedettségre külön tipológiát is javasol. Az ökológiai vízminősítés keretében mi is foglalkoztunk részletes elemzésével (DÉVAI et al. 1992, 1999), s a holtmedrek értékelésénél is hangsúlyos szerepet kapott (DÉVAI et al. 2001a).

A VKI kategóriarendszerének kialakításához az általunk korábban kidolgozott több szempontú (összetétel, borítás, sávozottság, foltosság, szabdaltság) és árnyalt (a jellegek kombinált figyelembe vételére is lehetőséget adó) tipizálásból a legfontosabb érvényesítendő szempontnak a borítási arányt és a mozaikosság mértékét tekintettük. Ezzel a megoldással ennek a tényezőnek a tipológiája tartalmilag is jól elkülönül a parti sáv állapotával kapcsolatos tipológiától (5.2.2.).

Egységes viszonyítási alap a kategóriákba soroláshoz nem választható, hiszen a makrovegetáció összetétele és megtelepedési feltételei egészen eltérőek például egy sekélytóban, egy kopolyában, egy kistóban vagy egy mocsárban, ill. meredek vagy lapos partszegélyű víztérben. Ebből következően a tipizálásnál mindig az adott víztér- és víztesttípus jellegzetes makrovegetációs habitusképét kell mintának tekinteni. Ezeket a tipológiai szempontból etalonnak tekinthető borítási és mozaikossági mintákat széles körű előzetes felmérések alapján kell a jövőben megállapítani.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő.

- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben 75%-nál nagyobb arányban egyezik az állóvíztípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.
- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben 50–75% közötti arányban egyezik az állóvíztípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.
- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben 25–50% közötti arányban egyezik az állóvíztípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.
- A makrovegetáció borítása és mozaikossága a mederben és a közvetlen partszegélyben 25%-nál kisebb arányban egyezik az állóvíztípus sajátosságainak megfelelő természetes és/vagy természetközeli állományokkal.

#### 5.2.5. Csapadék

Ennek a tényezőnek a hazai figyelembe vételére vonatkozó javaslat azért elgondolkodtató, mert a hőmérsékletnél már említett kontinentális jelleg miatt ennél

a tényezőnél is elég jelentősnek, sok nyugat-európai országénál jóval nagyobb mértékűnek tekinthetők a magyarországi különbségek, hiszen a legcsapadékosabb és a legszárazabb területek évi átlagos csapadékmennyisége között mintegy 80%-os eltérés van. A kellően reprezentatív országos meteorológiai hálózat révén ezek az adatok is kellő részletességgel beszerezhetők, így figyelembe vétele ajánlható.

Az ökológiai vízminősítési rendszer (DÉVAI et al. 1992, 1999) tartalmaz egy részletes, 9 osztályközös kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos módosításokkal és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Meg kell jegyezzük, hogy ennek a tényezőnek elsősorban a kis kiterjedésű és sekély állóvizek esetében van nagy jelentősége.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipizálás.

- < 550 mm évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.
- 550–600 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.
- 600–700 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.
- 700–800 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.
- > 800 mm évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.

3 osztályközös tipizálás.

- < 600 mm évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.
- 600–700 mm közötti évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.
- > 700 mm évi csapadékmennyiségű területen található állóvíz.

#### 5.2.6. Aszályhajlam

Ez a tényező a párolgás és a csapadék mennyisége közötti különbség megállapításán alapszik, s integrált mutatóként az éghajlati vízhiány vagy víztöbblet mértékét fejezi ki. Figyelembe vétele – a hazai klimatikus viszonyokat, ill. a klímaváltozás várható irányát tekintve – ökológiai szempontból mindenképpen javasolható, amint ezt SZILGYI (2002) is nyomatékosan hangsúlyozza.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a sztatikus mutatókon belül a vízellátottság-tipológia tartalmaz egy részletes, 8 osztályközű kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos módosításokkal és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, a két tényező éves összesítéséből számított értéket (különbözetet) véve a kategorizálás alapjául.

- Éghajlati víztöbblettel jellemezhető terület.
- Csekély (< 150 mm) éghajlati vízhiánnyal jellemezhető terület.
- Mérsékelt (150–250 mm közötti) éghajlati vízhiánnyal jellemezhető terület.
- Jelentős (> 250 mm) éghajlati vízhiánnyal jellemezhető terület.

### 5.2.7. Vízforgalmi típus

Ennek a tényezőnek a figyelembe vétele az állóvizek esetében két okból is kifejezetten ajánlott. A mi ökorégióinkban található állóvizek – kevés kivételtől eltekintve – a vizes (szemiakvatikus) élőhelytípusba ("wetlands") tartoznak, amire általában a vízmennyiség viszonylag jelentős ingadozása és/vagy gyors kicserélődése jellemző. Hazai körülmények között az ingadozás mértékét az aszályhajlam még tovább fokozza. A vízmennyiség változása és a kicserélődés időtartama viszont lényegesen befolyásolja az élőlények előfordulási viszonyait, aminek pontos ismerete a jó ökológiai állapot megítéléséhez elengedhetetlen.

Az ökológiai minősítési rendszer (DÉVAI et al. 1992, 1999) részletes kategorizálást tartalmaz a vízforgalomra vonatkozóan, amelyet később még pontosítottunk és továbbfejlesztettünk (DÉVAI et al. 2001b). Fontosnak tartjuk megjegyezni, hogy hazai körülmények között a vízforgalmi besorolásnak csak egy teljes vegetációperiódusra (általában a március elejétől február végéig tartó időszakra) vonatkoztatva van értelme, megállapításához pedig a meder részletes felmérése (vö. az átlagos vízmélységnél leírtakkal), a vízállás rendszeres megfigyelése, ill. a bejutó és/vagy a kijutó (tehát nemcsak a felszíni, hanem a felszín alatti vízcsereben résztvevő) vízmennyiség megállapítása szükséges.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő [az  $X_{Va}$  vízforgalom-állandósági index értéke a lefolyástalan állóvizeknél az  $X_{Va} = V_{KV}/V_{KÖV}$ , az átöblítődő állóvizeknél az  $X_{Va} = V/L_t + L_i$  összefüggés alapján állapítható meg – vö. DÉVAI et al. 2001b].

- Eusztatikus állóvíz ( $X_{Va} > 0,5$ ).
- Szemisztatikus állóvíz ( $X_{Va}$  0,5–0,25 közötti).
- Asztatikus ( $X_{Va} < 0,25$ ), de az adott vegetációperiódusban végig vízzel borított medrű állóvíz.
- Asztatikus, de az adott vegetációperiódusban legalább egyszer teljesen kiszáradó állóvíz.

### 5.2.8. Átlátszóság

A fényviszonyok a vízi élőlények többsége szempontjából döntő fontosságúak. Különösen annak tekinthetők ökorégióink sekély állóvizeiben, ahol a gyakori teljes ("fenekestől" történő) felkeveredés miatt a fizikai okokra, míg a nagy produktivitásból adódóan általában jelentős planktonállomány miatt a biológiai okokra visszavezethető zavarosság nagy mértékben befolyásolja a lehatoló fény mennyiségét és spektrális összetételét. Mindezekre tekintettel feltétlenül ajánlott ennek a tényezőnek valamilyen szintű és közelítésű figyelembe vétele a jó ökológiai állapot helyes megítélésének elősegítése érdekében.

A fényviszonyok jellemzésére az ökológiai vízminőség keretében kidolgozott luciditás-tipológia a VKI számára is javasolt, Secchi-koronggal mért átlátszóságon alapszik (DÉVAI et al. 1992, 1999). A dinamikus mutatókon belül egy részletes, 9 osztályközű kategorizálás található erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő (a Secchi-koronggal mért átlátszóság értéke alapján), először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- Igen jó fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke > 140 cm, vagy fenékgig átvilágított.
- Jó fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke 140–80 cm közötti.
- Mérsékelt fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke 80–40 cm közötti.
- Rossz fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke 40–20 cm közötti.
- Igen rossz fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke < 20 cm.

3 osztályközös tipológia.

- Jó fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke > 80 cm, vagy fenékgig átvilágított.
- Mérsékelt fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke 80–40 cm közötti.
- Rossz fényellátottságú állóvíz, az átlátszóság értéke < 40 cm.

### 5.2.9. Sótartalom

Ennek a tényezőnek a figyelembe vétele hazai állóvizeinknél, különösen a nagy sótartalmú és betöményedésre hajlamos szikes vizeknél rendkívül fontos, és a jövőben várható klímaváltozás miatt még hangsúlyosabbá válhat.

A sótartalom tényleges értékének, pontosabban a vízben lévő összes só mennyiségének egyértelmű megállapítása – különösen a gyakran felkeveredő, s így igen változó, de olykor jelentős lebegőanyag-mennyiségű sekély állóvizeknél – nagyon nehéz és bonyolult feladat. Éppen ezért a sótartalom szerinti tipizáláshoz sokkal szerencsésebbnek tartjuk az egyszerűen vizsgálható és rendszeresen mért fajlagos elektromos vezetőképesség értékének a megállapítását, ami kitűnő tájékoztatást nyújt az ökológiai szempontból legfontosabb, ionos formában jelenlévő sótartalomról.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a halobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközös kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos szűkítéssel és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 250  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, igen kis sótartalmú állóvíz.
- 250–1000  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, kis sótartalmú állóvíz.
- 1000–2700  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, közepes sótartalmú állóvíz.
- 2700–4000  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, nagy sótartalmú állóvíz.
- > 4000  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, igen nagy sótartalmú állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < 1000  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, kis sótartalmú állóvíz.
- 1000–2700  $\mu\text{S/cm}$  közötti vezetőképességű, közepes sótartalmú állóvíz.

- > 2700  $\mu\text{S/cm}$  vezetőképességű, nagy sótartalmú állóvíz.

### 5.2.10. Iontípus

Ökológiai szempontból a sótartalom mellett az élőlények előfordulási viszonyainak meghatározásában igen nagy jelentősége van az ionösszetételnek is. Különösen fontos ennek a szempontnak a figyelembe vétele hazai vizeinknél, amelyek ebből a szempontból egymástól akár nagyon eltérő karakterűek is lehetnek, szemben a sokkal egységesebb nyugat-európai vizekkel.

A nyolc fő ion mennyiségének meghatározására a környezetvédelmi felügyelőségek laboratóriumi felszereltségüket, mind szakemberháttérüket tekintve alkalmasak. Sok esetben ma is megtörténik a vízmintákból ennek a komponenskörnek az elemzése, s mivel nem igényel rendszeres vizsgálatokat, évi néhány, vízforgalmi szempontból jellegzetes időpontban vett mintából a nyolc fő ion (kationok:  $\text{Na}^+$ ,  $\text{K}^+$ ,  $\text{Ca}^{2+}$ ,  $\text{Mg}^{2+}$ ; anionok:  $\text{CO}_3^{2-}$ ,  $\text{HCO}_3^-$ ,  $\text{Cl}^-$ ,  $\text{SO}_4^{2-}$ ) mennyisége, majd ennek alapján az iontípus megállapítása (a 30 Than-féle egyenérték-százaléknál nagyobb részesedésű ionok kiválasztása révén) viszonylag szerény költséggel és időráfordítással megvalósítható.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő [az eddig ismert 25 különböző hazai iontípusból (vö. KURUCZ 1966) a leggyakrabban előforduló típusok kiválasztásával, ill. a geológiai és az ökológiai szempontból indokolható összevonásokkal].

- Ca, vagy Mg, vagy Ca+Mg kationtípusú/ $\text{HCO}_3$  aniontípusú állóvíz.
- Na kationtípusú/ $\text{HCO}_3$ , vagy  $\text{HCO}_3+\text{CO}_3$  aniontípusú állóvíz.
- Na+Mg kationtípusú/ $\text{HCO}_3$  aniontípusú állóvíz.
- Na kationtípusú/Cl, vagy  $\text{HCO}_3+\text{Cl}$ , vagy  $\text{HCO}_3+\text{CO}_3+\text{Cl}$  aniontípusú állóvíz.
- Mg, vagy Ca, vagy Mg+Ca, vagy Mg+Na kationtípusú/ $\text{SO}_4$ , vagy  $\text{SO}_4+\text{HCO}_3$  aniontípusú állóvíz.
- Egyéb különleges iontípusú állóvíz.

Megjegyzés: a "+" jel a kettős vagy a hármas dominanciájú kation- és/vagy aniontípust jelöli, a "/" jel pedig a kationokat és az anionokat választja el egymástól.

### 5.2.11. Nitrogén mennyisége

Ökológiai szempontból a trofitási viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért a két legfontosabb limitáló tényezőnek (N és P) a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A trofitási viszonyok jellemzésére a nitrogén oldaláról az eddig is rendszeresen vizsgált szervetlen kötésű ("ásványi") nitrogén ( $\text{NO}_2^-+\text{NO}_3^-+\text{NH}_4^+$ ) mennyisége alapján (Nmg/l-ben kifejezve) látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a trofitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközös kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 0,25 Nmg/l, igen kis mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.
- 0,25–0,50 Nmg/l közötti, kis mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.
- 0,50–1,0 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.
- 1,0–2,5 Nmg/l közötti, nagy mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.
- > 2,5 Nmg/l, igen nagy mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < ,5 Nmg/l, kis mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.
- 0,5–1,0 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.
- > 1,0 Nmg/l, nagy mennyiségű szervesen kötött nitrogént tartalmazó állóvíz.

A nitrogénforgalomban – ökológiai szempontból – nemcsak a trofitási viszonyokat közvetlenül tükröző szervesen kötött nitrogénnek van nagy jelentősége, hanem a nitrogén teljes mennyiségének, hiszen a vizekben lezajló táplálkozási, korhadási-rothadási és ásványosodási (mineralizációs) folyamatok eredményeképpen az összes nitrogén, elsősorban annak jelentős részét képező szerves nitrogén is előbb-utóbb bekapcsolódik az elemkörforgásba. Éppen ezért megfontolandó a kérdés, hogy a szervesen kötött nitrogén mellett vagy helyett a trofitási és a szaprobitási viszonyokat egyesítve tükröző összes (szervesen + szervesen kötött) nitrogén mennyisége legyen a VKI szempontjából figyelembe veendő tényező a nitrogén esetében.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a szaprobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközös kategorizálást a szerves nitrogén mennyiségére nézve. Az előbbieken mondottakra tekintettel ezt a tipológiát láttuk célszerűnek alapul venni az összes nitrogén mennyisége szerinti tipizáláshoz, a VKI kategorizálás szellemének megfelelően bizonyos összevonásokkal egyszerűsítve.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 1 Nmg/l, igen kis mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.
- 1–3 Nmg/l közötti, kis mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.
- 3–6 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.
- 6–10 Nmg/l közötti, nagy mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.
- > 10 Nmg/l, igen nagy mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < 3 Nmg/l, kis mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.
- 3–6 Nmg/l közötti, közepes mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.
- > 6 Nmg/l, nagy mennyiségű összes nitrogénnel jellemezhető állóvíz.

#### 5.2.12. Foszfor mennyisége

Ökológiai szempontból a trofitási viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért a két legfontosabb limitáló tényezőnek (N és P) a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A trofitási viszonyok jellemzésére a foszfor oldaláról az eddig is rendszeresen vizsgált oldott ortofoszfát ( $\text{PO}_4^{3-}$ ) mennyisége alapján ( $\text{P}\mu\text{g/l}$ -ben kifejezve) látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a trofitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközös kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos összehasonlásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 25  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , igen kis mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.
- 25–75  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, kis mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.
- 75–200  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, közepes mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.
- 200–500  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, nagy mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.
- > 500  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , igen nagy mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < 75  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , kis mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.
- 75–200  $\text{P}\mu\text{g/l}$  közötti, közepes mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.
- > 200  $\text{P}\mu\text{g/l}$ , nagy mennyiségű oldott ortofoszfát-foszfort tartalmazó állóvíz.

A foszforforgalomban – ökológiai szempontból – nemcsak a trofitási viszonyokat közvetlenül tükröző oldott ortofoszfát-foszfor van nagy jelentősége, hanem a foszfor teljes mennyiségének, hiszen a vízterekben lezajló táplálkozási, korhadási-rothadási és ásványosodási (mineralizációs) folyamatok eredményeképpen az összes foszfor, elsősorban annak jelentős részét képező szerves foszfor is előbb-utóbb bekapcsolódik az elemkörforgásba (ezért képezi az összes foszfor mennyisége az OECD által elfogadott trófia-kategorizálás alapját – vö. Eutrophication of waters 1982). Meggondolás tárgyát képezheti tehát, hogy az oldott ortofoszfát-foszfor mellett vagy helyett a trofitási és a szaprobitási

viszonyokat egyesítve tükröző összes foszfor mennyisége legyen a VKI szempontjából figyelembe veendő tényező a foszfor esetében.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a szaprobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközű kategorizálást az élőlényekben lévő foszfort leginkább tükröző összes formált foszfor mennyiségére nézve. Az előbbieken mondottakra tekintettel ezt a tipológiát láttuk célszerűnek alapul venni az összes foszfor mennyisége szerinti tipizáláshoz, a VKI kategorizálás szellemének megfelelően bizonyos összevonásokkal egyszerűsítve.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 100 P $\mu$ g/l, igen kis mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.
- 100–200 P $\mu$ g/l közötti, kis mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.
- 200–400 P $\mu$ g/l közötti, közepes mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.
- 400–800 P $\mu$ g/l közötti, nagy mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.
- > 800 P $\mu$ g/l, igen nagy mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < 200 P $\mu$ g/l, kis mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.
- 200–400 P $\mu$ g/l közötti, közepes mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.
- > 400 P $\mu$ g/l, nagy mennyiségű összes foszforral jellemezhető állóvíz.

### 5.2.13. Kémiai oxigénigény

Ökológiai szempontból a szaprobitási viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért legalább egyetlen tényezőnek a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A szaprobitási viszonyok jellemzésére az eddig is rendszeresen vizsgált, savas kálium-permanganáttal mért kémiai oxigénigény (KOI<sub>S<sub>Mn</sub></sub>, KOI<sub>ps</sub>) értékei alapján látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992) a dinamikus mutatókon belül a szaprobitás-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközös kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos szűkítéssel és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 2,5 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, igen csekély szaprobitású állóvíz.
- 2,5–5,0 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, csekély szaprobitású állóvíz.
- 5,0–10,0 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, közepes szaprobitású állóvíz.
- 10,0–17,5 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, jelentős szaprobitású állóvíz.
- > 17,5 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, igen jelentős szaprobitású állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < 5,0 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, csekély szaprobitású állóvíz.
- 5,0–10,0 O<sub>2</sub>mg/l közötti kémiai oxigénigényű, közepes szaprobitású állóvíz.
- > 10,0 O<sub>2</sub>mg/l kémiai oxigénigényű, jelentős szaprobitású állóvíz.

#### 5.2.14. Klorofill-a mennyisége

Ökológiai szempontból a konstruktív viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért legalább egyetlen tényezőnek a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A konstruktív viszonyok jellemzésére a víztömegből vett mintában mérhető klorofill-a mennyisége alapján látunk reális és megalapozott lehetőséget, aminek a vizsgálata az utóbbi években már sok helyen és rendszeresen folyt.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a konstruktív-tipológia tartalmaz egy részletes, 9 osztályközü kategorizálást erre a tényezőre nézve, amelyet bizonyos szűkítéssel és összevonásokkal egyszerűsíteni lehetett a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 25 µg/l klorofill-a tartalmú, igen csekély konstruktív állóvíz.
- 25–50 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, csekély konstruktív állóvíz.
- 50–100 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, közepes konstruktív állóvíz.
- 100–250 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, jelentős konstruktív állóvíz.
- > 250 µg/l klorofill-a tartalmú, igen jelentős konstruktív állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < 50 µg/l klorofill-a tartalmú, csekély konstruktív állóvíz.
- 50–100 µg/l közötti klorofill-a tartalmú, közepes konstruktív állóvíz.
- > 100 µg/l klorofill-a tartalmú, jelentős konstruktív állóvíz.

#### 5.2.15. Biológiai oxigénigény

Ökológiai szempontból a destruktív viszonyok megítélési lehetőségének biztosítása nagyon fontos, s ezért legalább egyetlen tényezőnek a tekintetbe vételét feltétlenül szükségesnek tartjuk. A destruktív viszonyok jellemzésére az eddig is rendszeresen vizsgált, öt napos biológiai oxigénigény (BOI<sub>5</sub>) értékei alapján látunk reális és megalapozott lehetőséget.

Az ökológiai vízminősítési rendszerben (DÉVAI et al. 1992, 1999) a dinamikus mutatókon belül a destruktív-tipológia több tényezőre vonatkozóan tartalmaz részletes kategorizálást, erre nézve viszont nem. Ebből következően a tipológiát más források, elsősorban FELFÖLDY (1980) véleménye és a környezetvédelmi felügyelőségek által mért adatsorok értékelése alapján dolgoztuk ki, a VKI kategorizálás szellemének megfelelően.

Konkrét tipológiai javaslatunk a következő, először a részletesebb 5 osztályközös, majd az átfogóbb 3 osztályközös bontásban.

5 osztályközös tipológia.

- < 2 O<sub>2</sub>mg/l biológiai oxigénigényű, igen csekély destruktivitású állóvíz.
- 2–4 O<sub>2</sub>mg/l közötti biológiai oxigénigényű, csekély destruktivitású állóvíz.
- 4–8 O<sub>2</sub>mg/l közötti biológiai oxigénigényű, közepes destruktivitású állóvíz.
- 8–14 O<sub>2</sub>mg/l közötti biológiai oxigénigényű, jelentős destruktivitású állóvíz.
- > 14 O<sub>2</sub>mg/l biológiai oxigénigényű, igen jelentős destruktivitású állóvíz.

3 osztályközös tipológia.

- < 4 O<sub>2</sub>mg/l biológiai oxigénigényű, csekély destruktivitású állóvíz.
- 4–8 O<sub>2</sub>mg/l közötti biológiai oxigénigényű, közepes destruktivitású állóvíz.
- > 8 O<sub>2</sub>mg/l biológiai oxigénigényű, jelentős destruktivitású állóvíz.

## 6. Záró gondolatok

### 6.1. Felmérés a szabadon választott tényezők alkalmasságáról

A VKI – a keretirányelv-szellemnek megfelelően – sok tekintetben lehetőséget nyújt arra, hogy az egyes országok a saját ökorégióikat érintő kérdések jelentős részében saját maguk döntsenek az alkalmazás elvi és gyakorlati kivitelezéséről. Ennek megfelelően a VKI bevezetésekor eldöntendő kérdések közé tartozik a tipológiába bevonandó szabadon választott tényezők körének kijelölése, továbbá annak esetleges, az adott ökorégió sajátosságait, ill. az adott ország korábbi minősítési gyakorlatát figyelembe vevő kiegészítése is. Ebben a munkában a hidrobiológusoknak és az ökológusoknak a korábbinál sokkal nagyobb szerepet kellett kapniuk és vállalniuk.

Mindezeknek megfelelően a vizek jellemzéséhez szükséges tipológiarendszer hazai viszonyokhoz illeszkedő bevezetéséhez neves hazai hidrobiológusok és hidroökológusok véleményét is kikértük, annak érdekében, hogy a tipológia szabadon választható tényezőinek körét kellő objektivitással állapíthassuk meg. Ezt a műhelymunkát azért tartottuk elengedhetetlenül szükségesnek, mert a más-más élőlénycsoportokkal és vizekkel foglalkozó szakemberek véleményének a megismerését, vagyis az ő különböző kiindulópontú és szemléletű megközelítésükből fakadó álláspontok feltárását a további munka szempontjából döntő fontosságúnak ítéltük.

A véleménynyilvánítás egységesítése érdekében egy adatlapsorozatot alakítottunk ki, amelyet egy levél kíséretében elküldtünk a hidroökológia, ill. a hat fontosabb vízi életformatípus (fitoplankton, perifiton, makrofiton, zooplankton, makrozoobenton, nekton) hazai specialistáinak, kérve kitöltésüket és visszaküldésüket.

A négy tagból álló adatlapsorozatból két lap a vízfolyásokra, a másik kettő pedig az állóvizekre vonatkozott. A két-két adatlapon lévő táblázat sorai mindkét szempont esetében a szabadon választható tényezőket tartalmazták, értelemszerűen külön-külön a vízfolyások és az állóvizek esetében. A vízfolyásokra és az állóvizekre vonatkozó két adatlap csak abban különbözött egymástól, hogy az egyiket általános ökológiai szempontok szem előtt tartásával, a másikat pedig a hat közül az egyik, s a fejlécben aláhúzással megjelölendő életformatípusú élőlényközösség szemszögéből nézve kellett kitölteni.

Feltételeztük ugyanis, hogy a két megközelítés szerinti elbírálás eredménye nem lesz feltétlenül azonos egymással.

Mindegyik adatlapot ugyanazon elv szerint kellett kitölteni. Az egyes tényezőket két szempontból lehetett értékelni. A "jelentőség" szó alatti oszlopokban arról kellett véleményt mondani, hogy az adott tényező mennyire fontos pusztán elméleti szempontból, míg a "figyelembevétel súlya" kifejezés alatti oszlopokban már mérlegelni kellett minden olyan szempontot, ami a tényező alkalmazását pozitívan vagy negatívan befolyásolhatja (ha pl. nem vagyunk felkészülve a vizsgálatára, túlzottan felszerelés és időigényes, nem áll rendelkezésre a vizsgálatához megfelelő szakembergárda vagy intézmény, más tényezőkből is lehet rá elég jó közelítéssel következtetni, akkor az adott tényező itt kevesebb pontszámot kaphat; ha viszont pl. már eddig is sok adattal rendelkezünk rá vonatkozóan, viszonylag egyszerűen kivitelezhető vizsgálatokat igényel, jó szakember- és intézményháttéré van, más tényezőre vagy tényezőkre is következtetni lehet általa, akkor nagyobb pontszámot kaphat).

A véleménynyilvánításra öt oszlop állt rendelkezésre, az oszlopok fejlécében 1-től 5-ig terjedő számozással. Az 1-es szám a fontosság alacsony szintjét (elhanyagolható), az 5-ös szám pedig annak magas szintjét (kiemelkedő) jelentette. A véleménynyilvánításhoz az egyes tényezőket tartalmazó soroknál "x" jelet kellett tenni abba az oszlopba, amelyik a fontosságnak megfelelő számértéknek felelt meg. Minden adatszolgáltatót arra kértük, hogy egyetlen sort se hagyjon üresen, s minden tényezőt kizárólag saját meglátása alapján, ill. saját élőlénycsoportja/közössége szemszögéből ítéljen meg.

A visszaküldött adatlapok értékelése során a specialisták által az adott tényezőre adott válaszokat a következőképpen számszerűsítettük. Először megállapítottuk az adott sor megfelelő oszlopaiba írt "x" jelek számát, ezt megszoroztuk az adott oszlop pontszámával, majd ezeket az értékeket soronként összeadtuk, s végül ezt az összeget osztottuk a beküldött válaszok számával. Ennek megfelelően minden tényező mindegyik szempont szerint maximum 5 pontot érhetett el. Az összegző táblázatokban a hat életformátípust két csoportba összevonva mutatjuk be (fitoplankton+perifiton+makrofiton=növényi életformátípusok; zooplankton+makrozoobenton+nekton=állati életformátípusok).

Az értékelés összegzett eredményei (1–4. táblázatok) alapján a következő megállapításokat tehetjük.

A várakozásnak megfelelően a csekély figyelmet igénylő, azaz 2 alatti pontszám csak egyetlen tényező esetében fordul elő (a vízfolyásoknál a „Közepes léghőmérséklet” a növényi életformátípusok szempontjából 1,9 pontot ér, de a többi szempontot figyelembe véve a pontszámok e tényezőre nézve is 2 fölöttiek, a végső pontszám 2,5 – 1. táblázat), ami azt mutatja, hogy minden előzetesen számításba vett tényező vagy általános ökológiai szempontból, vagy valamilyen életformátípus/élőlénycsoport szempontjából relevánsnak tekinthető.

A mérsékelt figyelemre érdemes, azaz 2 és 3 közötti végső pontszámok mennyisége is viszonylag kevés [vízfolyásoknál 7: „Közepes vízszélesség”, „Folyóvölgy alakja”, „Savközömbösítő kapacitás”, Klorid-ion mennyisége”, „Levegő hőmérsékleti tartománya”, „Közepes léghőmérséklet” (1. táblázat), „Aszályhajlam” (2. táblázat); állóvizeknél 1: „Levegő hőmérsékleti tartománya”(3. táblázat)].

1. táblázat  
A VKI által javasolt tényezők jelentősége és figyelembevételének súlya a szakértői becslések alapján a vízfolyásoknál.

Értékelési szempontok	Távolság a folyó forrástól	Áramlási energia	Közepes vízszélesség	Közepes vízmélység	Vízfelzárkózás esése	Főmeder formája és alakja	Vízhozam	Folyóvízvíz alakja	Hordalékiszállítás	Savközbombító kapacitás	Mederanyag összetétele	Klór-ion mennyisége	Levegő hőmérsékleti tartománya	Közepes lég hőmérséklet	Csapadék
Növényi élelformatípusok szempontjából	3,0	4,5	2,7	2,7	3,3	2,9	3,6	2,3	4,3	2,3	3,4	2,1	2,2	1,9	3,3
Állati élelformatípusok szempontjából	3,7	3,4	3,2	3,9	3,4	3,2	4,7	2,6	3,7	2,7	4,3	2,6	2,8	2,8	3,6
Összes élelformatípus szempontjából	3,4	4,0	3,0	3,3	3,4	3,0	4,1	2,5	4,0	2,5	3,9	2,4	2,5	2,4	3,5
Általános ökológiai szempontból	3,5	4,3	2,9	3,6	3,3	3,5	4,4	3,0	4,1	2,9	4,1	2,7	2,8	2,6	3,6
<b>Általános ökológiai szempontból + összes élelformatípus szempontjából</b>	<b>3,4</b>	<b>4,1</b>	<b>2,9</b>	<b>3,4</b>	<b>3,3</b>	<b>3,3</b>	<b>4,3</b>	<b>2,8</b>	<b>4,1</b>	<b>2,7</b>	<b>4,0</b>	<b>2,5</b>	<b>2,7</b>	<b>2,5</b>	<b>3,5</b>

2. táblázat  
A magyar kezdeményezésű tényezők jelentősége és figyelembevételének súlya a szakértői becslések alapján a vízfolyásoknál.

Értékelési szempontok	Parti sáv állapot	Macrovegetáció borítása és mozaikos jellege	Tartózkodási idő	Aszályhajlam	Sótartalom	Iontípus	Nitrogén mennyisége	Foszfor mennyisége	Kémiai oxigénigény (KOI)	Biológiai oxigénigény (BOI)	Klorofill-a mennyisége
Növényi életformatípusok szempontjából	3,8	4,6	4,4	3,2	3,2	3,1	4,3	4,4	3,6	3,1	3,3
Állati életformatípusok szempontjából	3,8	3,8	3,4	2,3	3,1	2,9	2,9	2,9	3,6	3,9	3,2
Összes életformatípus szempontjából	3,8	4,2	4,0	2,7	3,1	2,9	3,6	3,6	3,6	3,8	3,5
Általános ökológiai szempontból	4,5	4,3	3,9	3,0	3,6	3,4	4,3	4,4	4,3	4,5	4,6
<b>Általános ökológiai szempontból + összes életformatípus szempontjából</b>	<b>4,2</b>	<b>4,3</b>	<b>3,8</b>	<b>2,7</b>	<b>3,4</b>	<b>3,2</b>	<b>3,9</b>	<b>4,0</b>	<b>3,9</b>	<b>4,2</b>	<b>4,0</b>

3. táblázat  
A VKI által javasolt tényezők jelentősége és figyelembevételének súlya a szakértői becslések alapján az állóvizeknél.

Értékelési szempontok	Átlagos vízmélység	Allóvíz alakja	Tartózkodási idő	Közepes lég hőmérséklet	Levegő hőmérsékleti tartománya	Víz felkeveredési jellemzői	Savközbővíítő kapacitás	Tápanyagviszonyokat jellemző határértékek	Mederanyag összetétele	Vízszintingadozás
Növényi életformatípusok szempontjából	4,3	3,2	3,5	2,3	2,4	4,0	2,6	4,1	3,8	3,9
Állati életformatípusok szempontjából	4,4	2,6	3,1	2,8	2,9	3,1	3,1	4,1	4,1	4,1
Összes életformatípus szempontjából	4,3	2,9	3,3	2,6	2,6	3,6	2,8	4,1	3,9	4,0
Általános ökológiai szempontból	4,7	3,4	4,0	3,2	2,9	3,8	3,4	4,2	3,8	4,4
<b>Általános ökológiai szempontból + összes életformatípus szempontjából</b>	<b>4,5</b>	<b>3,2</b>	<b>3,8</b>	<b>3,0</b>	<b>2,9</b>	<b>3,2</b>	<b>3,1</b>	<b>4,3</b>	<b>3,9</b>	<b>4,3</b>

4. táblázat  
A magyar kezdeményezésű tényezők jelentősége és figyelembevételének súlya a szakértői becslések alapján az állóvizeknél.

Értékelési szempontok	Vízfelület nagysága	4,0	4,4	4,4	4,4	3,1	4,4	4,6	3,4	4,2	4,4	
	Parti sáv állapota	4,0	4,4	4,4	4,8	3,6	3,5	3,5	3,5	3,4	4,2	4,4
	Tápanyagterhelés	3,3	3,8	3,8	4,4	4,3	2,9	3,3	3,3	3,8	3,9	3,8
	Makrovegetáció borítása és mozaikos jellege	3,5	3,8	4,3	4,4	4,3	3,1	3,3	3,3	3,8	3,9	3,8
	Vízforralmi típus	3,4	3,9	4,0	4,6	4,0	3,4	3,8	4,0	3,7	3,9	4,2
	Aszályhajlam	4,0	4,5	4,3	4,7	4,3	3,1	4,4	4,6	4,8	4,4	4,6
	Általános ökológiai szempontból	4,0	4,3	4,1	4,3	4,2	4,1	3,7	4,2	4,8	4,4	4,6
	Általános ökológiai szempontból + összes életformatípus szempontjából	3,7	4,3	4,4	4,8	3,9	3,2	4,3	4,4	4,0	4,2	4,5
	Általános ökológiai szempontból + összes életformatípus szempontjából	3,7	4,3	4,4	4,8	3,9	3,2	4,3	4,4	4,0	4,2	4,5
	Összes életformatípus szempontjából	3,4	3,9	4,1	4,6	4,0	3,4	3,8	4,0	3,7	3,9	4,2
	Állati életformatípusok szempontjából	3,5	3,8	4,3	4,4	4,3	3,1	3,3	3,3	3,8	3,9	3,8
	Növényi életformatípusok szempontjából	3,3	4,0	4,4	4,8	3,6	3,5	4,4	4,6	3,4	4,2	4,4

Viszonylag sok tényező (a vízfolyásoknál 10, az állóvizeknél 11) szerepel a végösszesítés eredményét tartalmazó sorokban 3 és 4 közötti értékkel, ami a komoly figyelmet érdemlő kategóriába történő besorolásukat jelenti.

Fokozott figyelmet érdemlő, azaz 4 vagy afölötti értéke a VKI által javasolt szabadon választott tényezők közül a vízfolyásoknál négynek [„Áramlási energia”, „Vízhozam”, „Hordalékszállítás”, „Mederanyag összetétele” (1. táblázat)], az állóvizeknél háromnak van [„Átlagos vízmélység”, „Tápanyagviszonyokat jellemző határértékek”, „Vízszintingadozás” (3. táblázat)]. A magyar kezdeményezésű szabadon választott tényezők közül 4 vagy afölötti érték a vízfolyásoknál öt esetben [„Parti sáv állapota”, „Makrovegetáció borítása és mozaikos jellege”, „Foszfor mennyisége”, „Biológiai oxigénigény”, „Klorofill-a mennyisége” (2. táblázat)], az állóvizeknél kilenc esetben [„Parti sáv állapota”, „Tápanyagterhelés”, „Makrovegetáció borítása és mozaikos jellege”, „Átlátszóság”, „Nitrogén mennyisége”, „Foszfor mennyisége”, „Kémiai oxigénigény”, „Biológiai oxigénigény”, „Klorofill-a mennyisége” (4. táblázat)] fordul elő. Külön kiemelendőnek tartjuk, hogy a végső összesítésben szereplő legmagasabb pontszám (4,8) annál a tényezőnél [„Makrovegetáció borítása és mozaikos jellege”] szerepel, ami a hazai vízterek sekélységéből, döntően a vizes élőhelyek („wetlands”) típusához tartozásból fakad, s aminek a mi ökorégióinkban kitüntetett jelentőséget kell biztosítani.

A vezető hazai ökológus és hidrobiológus szakemberek körében végzett felmérés eredményei és tapasztalatai alapján kimondható, hogy a VKI hazai tipológiájának kialakításánál az ökológiai víztértípushoz tartozásnak, ill. a szabadon választható tényezők esetében a magyar kezdeményezésű javaslatoknak komoly hangsúlyt kell kapniuk.

## 6.2. Helyzetelemzés és szervezési javaslat

A VKI a vízterek/víztestek állapotának megítélésénél az ökológiai szempontrendszer nemcsak előnyben részesíti, hanem a figyelem középpontjába is állítja. A magyarországi helyzet viszont ezen a téren korántsem kielégítő, aminek legfőbb oka, hogy a hazai 'hivatalos' vízgazdálkodás és környezetvédelem a kezdetektől fogva legfeljebb szavakban támogatta az ökológiai szemlélet térhódítását. Ez különösen annak tükrében elgondolkodtató, hogy a hazai kutatók komoly eredményeket értek el alapkutatási szinten.

1974-ben FELFÖLDY LAJOS publikálta biológiai vízminősítési rendszerét, ami abban az időben európai szinten is úttörő jelentőségű kezdeményezés volt. Hiába igazoltuk konkrét terepvizsgálatok sorozatával (vö. DÉVAI et al. 1978) ennek a rendszernek a használhatóságát, soha nem vezették be. 1978-ban az MTA Debreceni Akadémiai Bizottsága – rögtön megalakulását követően – programot dolgozott ki a Vízi Szervezetek Környezetbiológiai Információrendszerének (VSZKI Program) kiépítésére, amelyet az elmélet és a gyakorlat oldaláról egyaránt megmutatkozó ellenállás miatt nem sikerült realizálni. 1985-ben JAKUCS PÁL vezetésével – 14 vezető ökológus szakember, ill. 59 flóra- és faunakutató részvételével – megszületett a szakmailag még napjainkban is elismerést érdemlő javaslat a Környezetvédelmi Információrendszeren belül a Természetes Élővilág-védelmi Információrendszer (TÉIR) kialakítására (JAKUCS és DÉVAI 1985), ami mindmáig szintén nem valósult meg. Hasonlóképpen eredménytelen maradt az a kezdeményezés is, amelyet 1993-ban a KLTE Ökológiai Tanszéke a

Ramsari Egyezmény adatfelvételi rendszere alapján a Magyarországi Vizes Élőhelyek (Wetlands) Adatbázisa (MVÉA-Program) keretében kidolgozott (DÉVAI et al. 1993). Az 1990-es években az MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete részéről HERODEK SÁNDOR és VÖRÖS LAJOS kezdeményezte egy hazai „tókataszter” összeállítását, PONYI JENŐ pedig számtalan fórumon hangsúlyozta a kisvízfolyások összehangolt vizsgálatának fontosságát. Az MTA Ökológiai és Botanikai Kutatóintézete, ill. Duna-kutató Állomása részéről BERCZIK ÁRPÁD, az Eszterházy Károly Főiskola Állattani Tanszéke részéről pedig ANDRIKOVICS SÁNDOR szorgalmazta a magyarországi áramló vizek átfogó kutatását. Sajnos ezeknek a kezdeményezéseknek a megvalósítására sem kerülhetett sor.

A tudományos kutatások közben mind külföldön, mind itthon tovább folytak, s ennek eredményeként 1992-ben megszületett a FELFÖLDY LAJOS kezdeményezésére épülő, s annak szellemiségét – az ő aktív közreműködésével – elméletileg megerősítő és továbbfejlesztő, gyakorlati téren pedig jelentősen kibővítő ökológiai vízminősítés (DÉVAI et al. 1992). Ebben a kötetben ráadásul egy olyan állásfoglalás is található a hazai vízminősítés továbbfejlesztésére, ami az ország 19 számottevő szakemberének aktív közreműködésével készült (Állásfoglalás a hidrobiológiai vízminősítés helyzetéről és rövidtávú feladatairól. – Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung. 4: 187–201., 1992), s aminek szintén agyonhallgatás lett a sorsa. A legfőbb ellenérvet – a "megvalósíthatatlan sokoldalúságot" – 1997-ben, a Boroszló-kerti-Holt-Tiszán végzett teljes körű ökológiai minősítés kivitelezésével sikerült ugyan megcáfolnunk (DÉVAI et al. 1999), ennek sem lett azonban pozitív következménye.

Az elmondottak alapján nem lehet csodálkozni azon, hogy a hazai környezetminősítés ökológiai téren nem volt kellően felkészülve a VKI elméleti megfontolásainak akceptálására és gyakorlati programjának megvalósítására. Annak ellenére jutottunk erre a megállapításra, hogy a szakmai alapok valójában már korábban adottak voltak, s a hazai hidrobiológia nemzetközi elfogadottsága mind az állóvizek, mind a vízfolyások kutatása terén egyértelműen pozitív. A közel egy évszázadra visszanyúló kutatások nagyon sok ismeretet halmoztak fel, amelyeket lehet és kell is hasznosítani, azaz nem szükséges mindent az elejéről kezdeni. Az alapok kidolgozásánál a hazai egyetemek, kutatóintézetek, múzeumok és gyakorlati intézmények (vízügyi igazgatóságok, környezetvédelmi felügyelőségek, nemzeti parkok) jelenlegi szakembereinek tudására és tapasztalataira is jelentős mértékben lehetne számítani (azzal a feltétellel, hogy elegendő idő álljon rendelkezésre a feladatok elvégzésére, továbbá a kapott adatok összehangolt feldolgozására és az eredmények elmélyült értékelésére!). Ha viszont az eddigi – nemzetközi összehasonlításban kétségkívül hibás – gyakorlaton nem változtatunk, s a biológiai és az ökológiai szakterületet továbbra is az eddigi elvek és gyakorlat szerint kezeljük (azaz minden szempontból hátrányos helyzetbe hozzuk), akkor a továbbiakban a VKI hazai bevezetésében a szakma iránt elkötelezettséget és alázatot érzők részvételére is aligha lehet érdemben számítani.

A külföldi VKI partnerek által bemutatott példák lenyűgözőek, de a hazai szakemberek is képesek lennének ilyen szinten dolgozni, ha erre lehetőségük nyílna. Sajnos sok a gátló tényező, elsősorban a szakember-, az idő- és a felszerelési hiány. Nem véletlenül tartunk itthon attól, hogy az élővilág diverzitáscsökkenésénél sokkal nagyobb fokú a velük foglalkozó szakemberek

számának fogyatkozása (számos helytelen, s bár időközben nyilvánvalóvá vált és szavakban elismert, de tettekben soha nem korrigált tudománypolitikai döntés következményeként). A legfontosabb – sőt elengedhetetlen és halaszthatatlan – feladat lenne tehát a szakma becsületének helyreállítása, s ennek legfontosabb elismeréseként ilyen irányú szakképzés, továbbképzés, sőt a sok tehetséges pályaelhagyó részére egy átképzési program beindítása. Ehhez azonban azt a közfelfogást kellene elsősorban megváltoztatni, amely szerint az ökológiának és a hidrobiológiának nincs komoly létszám-, felszerelés- és költségigénye. Amíg ezen a hibás szemléleten nem lehet változtatni, addig nem fogunk tudni az Európai Unió elvárásainak megfelelő szakmai anyagokat készíteni. S ha ez az áldatlan állapot sokáig elhúzódik, akkor már a megfelelő szakembergárda sem fog rendelkezésre állni az utánpótlás kinevelésére.

Az elmondottak fokozottan érvényesek a VKI hazai bevezetésével kapcsolatos helyzetre is. Mivel tudjuk, hogy az anyagi lehetőségek nem korlátlanok, sőt még kedvezőeknek sem mondhatók, az alábbiakban igyekszünk olyan reális megoldási javaslatokat megfogalmazni, amelyek megfontolásával és alkalmazásával az ökológiai/biológiai feladatok sikerrel teljesíthetők.

**(1)** Az EU Víz Keretirányelvének hazai bevezetésével kapcsolatos szakmai koordináció megítélésünk szerint mindenképpen kettős szintű bonyolítást igényel. Feltétlenül szükséges miniszteriális szinten egy olyan egység, ami az ezzel a témakörrel kapcsolatos munkát elvi szinten országosan összehangolja és az EU-val kapcsolatos információáramlást megvalósítja. Ez az egység a KvVM-ben tudomásunk szerint létezik. Hiányzik viszont tapasztalataink szerint a másik egység, ami a témakör eredményes teljesítéséhez elengedhetetlenül szükséges gyakorlati megvalósítást előkészíti, koordinálja és rendszeresen ellenőrzi. Ennek mindenképpen egy önálló és operatív szervezeti egységnek kell lennie, annak érdekében, hogy munkatársai kizárólag ezzel a feladattal foglalkozzanak. Éppen ezért nem szerencsés sem valamelyik miniszteriális intézmény/háttérintézmény, sem pedig valamelyik kutatóhely (pl. egyetem, kutatóintézet) részeként létrehozni és működtetni, hiszen akkor a jelenlegi létszámhiányos időben a munkatársak elkerülhetetlenül számos más feladat ellátására is rákényszerülnek. Ha a VKI hazai bevezetését komolyan akarjuk venni, akkor ilyen ellentmondásos helyzetet nem szabad kialakítani. Javaslatunk tehát az, hogy ez a gyakorlati megvalósításért felelős egység közvetlenül a KvVM-ben működő egység irányítása alá rendelve jöjjön létre, lehetőleg valamelyik már ma is jó szakember-ellátottságú területi intézmény székhelyén. Természetesen hiba lenne a fő profilként oktatással és a kutatással foglalkozó intézmények részvételétől eltekinteni. Ezek elsősorban továbbképzések szervezésével, ill. bizonyos célfeladatok elvégzésével járulhatnak hozzá a feladatok sikeres megoldásához.

**(2)** Az előbbi általános elvek figyelembe vételével – pusztán szakmai szempontok alapján – egyértelműen megállapítható, hogy az operatív kivitelezésszervező egységnek legalább 17 főből kell állnia: környezettudományos vagy ökológus képzettségű egységvezetőből, a fő szakterületek (informatika, kartográfia, hidrológia, természetföldrajz, kémia), ill. a fontosabb élőlényegyüttesek (makrovegetáció, fitoplankton, zooplankton, biotekton, makrogerinctelenek, halak), legalább egy-egy specialistájából, egy-egy fő adminisztratív és számítástechnikai ügyintézőből, továbbá három fő adatrögzítőből.

**(3)** A regionális feladatok ellátására minden alökorégióban – annak területnagyságához és specialitásaihoz illeszkedően – a környezetvédelmi felügyelőségeknél és a nemzeti park igazgatóságoknál önálló VKI-munkacsoportokat szükséges kialakítani, minimum 5–5 fővel [környezettudományi vagy ökológus végzettségű csoportvezető, ügyintéző, adatrögzítő, egy-egy specialista az élettelen természet (hidrológia, természetföldrajz, kémia) és az élő természet (botanika, zoológia) valamilyen szakterületéről]. Célszerű, s a hatékonyságnövelés szempontjából kedvező is, ha a szakembergárda összeállítása az alökorégiók szerinti szakmai igények összehangolásával történik meg. Országos viszonylatban rögtön kezdetben legalább a következő kilenc VKI-munkacsoportot szükséges kialakítani: a Nagyalföldi-alökorégióban Tisza-központúan kettőt (Kisköre felett és alatt), a Nagyalföldi-alökorégióban Duna-központúan egyet, a Középhegységi-alökorégióban kettőt (Északi-középhegység és Dunántúli középhegység), a Dunántúli-alökorégióban négyet (Duna, Dél-Dunántúl, Nyugat-Dunántúl, Kisalföld).

**(4)** A VKI hazai bevezetése számos kérdés tudományos, még hozzá multidiszciplináris alapozását igényli. Ennek biztosítása érdekében feltétlenül javasolható, hogy egy szakmai irányító testület is jöjjön létre, részben független szakemberek részvételével, véleményezési joggal.

**(5)** Az eddigi hazai állapotfelmérési és minősítési gyakorlat sok tekintetben különbözik a VKI szellemének megfelelőtől, s ezért a jövőben jelentős átalakításra szorul. Ugyanakkor érdemes lenne megtartani azokat a kétségtelen előnyöket, amelyekkel a hazai minősítési rendszer rendelkezik. Ennek egyik fontos eleme az intézmények közötti feladatmegosztás. A vízügyi igazgatóságok magas szintű hidrológiai és vízrajzi szakmai munkája közismert, a környezetvédelmi felügyelőségek laboratóriumai pedig kiválóan képesek a kémiai feladatok ellátására. Biológiai és ökológiai téren a helyzet korántsem ilyen egységes és megnyugtató. A jelenleg a vízügyi ágazat keretében működő, s jórészt speciális feladatokat ellátó (pl. a Kiskörei-tározó, a Balaton és a Velencei-tó, a Kis-Balaton Vízügyi Rendszer célorientált vizsgálatát végző) három regionális laboratórium (Szolnok, Székesfehérvár, Keszthely) alapján képezheti a VKI alökorégiós hálózatának is. A környezetvédelmi felügyelőségek laboratóriumai biológiai téren elsősorban a mikroszkopikus élővilág vizsgálatára vannak berendezkedve, s ezért ezt a profilt kellene ezen a vonalon megtartani és erősíteni. Ez azt jelenti, hogy a fitoplankton és a biotekton vizsgálatának továbbra is e szervezet keretében kellene folynia, s nem lenne szabad abbahagyni a nagy hagyományokkal és komoly nemzetközi szintű eredményekkel is büszkélkedő zooplankton-vizsgálatokat sem (amelyet az EU – erősen kifogásolható módon – nem ír elő kötelező érvénnyel, de természetesen nem is tiltja). A nemzeti parkok igazgatóságai viszont elsősorban a makrovegetáció, a makrogerinctelenek és a halak vizsgálatára szakosodott szakemberbázissal rendelkeznek, s ezért e három élőlényegyüttes vizsgálatát rájuk lenne helyes bízni.

**(6)** A jelenlegi nehéz helyzetben – elsősorban a megfelelő személyi és anyagi háttér hiányában – fontos lenne biológiai és ökológiai téren mind a terepmunka, mind a mintafeldolgozás során megvalósítani a megfelelő, a szakma által már korábban is ajánlott specializációt. Ennek megfelelően, ill. az adott

feladathoz illeszkedően javasolható például a közös terepbejárás, ugyanannak a mintának szétválogatással vagy mintaáramoltatással történő több specialista általi közös feldolgozása, főként annak érdekében, hogy hiteles és védhető anyagok kerüljenek bele az országjelentésekbe. Ez az igény szakmai szempontból is indokolható, hiszen minden specialista csak egy, kis fajcsoportok esetében pedig legfeljebb néhány élőlénycsoport feldolgozását tudja EU-kompatibilis módon elvégezni, a betanulás és a „specialistává válás” folyamata pedig kivétel nélkül több évet igényel. A feladatok sikeres teljesítéséhez ugyanakkor elengedhetetlennek érezzük a munkatársak időnkénti elméleti és gyakorlati továbbképzését, ami egyúttal a célirányosan és megfelelően képzett szakember-utánpótlás nevelésére is jó lehetőséget nyújthat.

## **7. Összefoglalás**

A Debreceni Egyetem Hidrobiológiai Tanszéke 2003-ban megbízást kapott a Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztériumtól, hogy az Európai Unió Víz Keretirányelvének (VKI) magyarországi bevezetésével kapcsolatos feladatok ellátásában működjön közre. E munka során javaslatot dolgoztak ki a Magyar Alföld ökorégió szubrégiókra tagolására, az ökológiai szempontból magyarországi viszonylatban figyelembe veendő háttérváltozók körére, továbbá a folyók és a tavak esetében a kötelező és a szabadon választott tipológiák Magyarországon alkalmazandó értéktartományaira és osztályközeire. A munka során a VKI szellemében, a jó ökológiai állapot kritériumainak megfelelően hangsúlyosan vették figyelembe a Magyar Alföld ökorégió sajátosságait, az itteni élőhelyek és élővilág sokféleségét. Vezető magyar ökológus és hidrobiológus szakemberek körében felmérést végeztek az egyes háttérváltozók jelentőségének megítéléséről, s a kapott eredmények és tapasztalatok alapján megállapították, hogy a VKI magyarországi tipológiájának kialakításánál az ökológiai víztértípushoz tartozásnak, ill. a szabadon választható tényezők esetében a hazai kezdeményezésű javaslatoknak komoly hangsúlyt kell kapniuk.

## **8. Köszönetnyilvánítás**

A Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztériumban HARASZTHY LÁSZLÓ és DR. VÁRADI JÓZSEF helyettes államtitkároknak, ill. HOLLÓ GYULA főosztályvezetőnek tartozunk köszönettel azért, hogy a munka indulásakor lehetőséget biztosítottak ökológiai szempontú javaslatok kidolgozására. A KvVM munkatársai közül HAVASNÉ SZILÁGYI ESZTER, HORVÁTHNÉ KISS ILDIKÓ, DR. KEREKESNÉ STEINDL ZSUZSANNA, KISNÉ DR. FODOR LÍVIA, POROSZLAI JÓZSEFNÉ, PÉK ILDIKÓ a szervezésben, ÉRDINÉ DR. SZEKERES ROZÁLIA, CSÖRGITS GÁBOR és TÁLAS ZSUZSANNA pedig a szakmai munkában voltak segítségünkre. SIMONFFY ZOLTÁN és DR. SZILÁGYI FERENC (BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest), DR. STEPHAN VON KEITZ és DR. MARIO SOMMERHÄUSER (PAA EU-Twinning Project Water Framework Directive), DR. TÓTHMÉRÉSZ BÉLA és LUKÁCS BALÁZS ANDRÁS (DE Ökológiai és Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen), DR. LAKATOS GYULA (DE

Alkalmazott Ökológiai Tanszék, Debrecen), DR. ÁCS ÉVA, DR. DINKA MÁRIA, DR. KISS KEVE TIHAMÉR és DR. OERTEL NÁNDOR (MTA ÖBKI Magyar Dunakutató Állomás, Göd), DR. KISS BÉLA, DR. MÜLLER ZOLTÁN és SALLAI ZOLTÁN (Hortobágyi Nemzeti Park Igazgatóság, Debrecen), DR. BÍRÓ PÉTER, DR. PONYI JENŐ és JUHÁSZ PÉTER (MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézet, Tihany), DR. PADISÁK JUDIT (VE Limnológia Tanszék, Veszprém), DR. HARKA ÁKOS (Kossuth Lajos Gimnázium, Tiszafüred), DR. BORICS GÁBOR (Tiszántúli Környezetvédelmi Felügyelőség, Debrecen), SCHMIDT ANTAL (Alsó-Duna-völgyi Környezetvédelmi Felügyelőség, Baja), DR. POMOGYI PIROSKA (Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság, Kis-Balaton Üzemmnökség, Keszthely), DR. KÖRMENDI SÁNDOR (Kaposvári Egyetem, Állattudományi Kar, Kaposvár), DR. CSÁNYI BÉLA (VITUKI, Budapest), DR. ZSUGA KATALIN (Közép-Tisza-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség, Szolnok) a szakmai problémák megvitatásával nyújtottak értékes segítséget. GUTEMÁNÉ DR. NÉMECZKI MARGIT, BERZINAGY LÁSZLÓ, BOTA KLAUDIA és MISKOLCZI MARGIT munkatársainknak (DE Hidrobiológiai Tanszék, Debrecen) a zárójelentés elkészítésében, ill. a közlemény anyagának összeállításában nyújtott sokoldalú segítségükért vagyunk hálásak.

### Irodalom

- BÁRDOSI E. – NAGY S. – DÉVAI GY. – GRIGORSZKY I. – KISS B. – VÉGVÁRI P. – BANCSI I. 2000: Az oxigénviszonyok változatossága holtmedrek példáján. – *Hidrol. Közl.* 80/5–6: 275–277.
- BOGÁRDI J. 1943: Hordalékmozgás folyókban. In: A Mérnöki Továbbképző Intézet kiadványai, XVII. kötet, 38. füzet. – Mérnöki Továbbképző Intézet, Budapest, p. 209–268.
- BOGÁRDI J. 1955: A hordalékmozgás elmélete. – Akadémiai Kiadó, Budapest, 547 pp.
- DÉVAI GY. 1976: Javaslat a szárazföldi (kontinentális) vizek csoportosítására. – *Acta biol. debrecina* 13: 147–161.
- DÉVAI GY. – JAKUCS P. 1990: Kémiai adatok felhasználása ökológiai szempontból a környezetvédelemben. In: PAPP L. (szerk.): *Vegyészek a környezetvédelem kérdéseiről.* – MTA DAB, Debrecen, p. 27–45.
- DÉVAI GY. – DÉVAI I. – LAKATOS GY. 1978: Vízminőségvizsgálatok északkelet-magyarországi víztereken. – *Acta biol. debrecina* 15: 51–88.
- DÉVAI GY. – DÉVAI I. – FELFÖLDY L. – WITTNER I. 1992: A vízminőség fogalomrendszerének egy átfogó koncepciója. 3. rész: Az ökológiai vízminőség jellemzésének lehetőségei. – *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 4: 49–185.
- DÉVAI GY. – TÓTHMÉRÉSZ B. – ERDEI ZS. – TÓTH A. – MISKOLCZI M. 1993: Tájékoztató füzet a Magyarországi Vizes Élőhelyek Adatbázisa (MVÉA) adattartalmának értelmezéséhez és adatlapjainak kitöltéséhez. In: *Magyarországi Vizes Élőhelyek (Wetlands) Adatbázisa (MVÉA-Program) a Ramsari Egyezmény adatfelvételi rendszere alapján.* – KTM Természetvédelmi Hivatala, Budapest & KLTE Ökológiai Tanszéke, Debrecen, III + 24 pp.

- DÉVAI GY. – VÉGVÁRI P. – NAGY S. – BANCSEI I. – MÜLLER Z. – CSABAI Z. – BÁRDOSI E. – GÓRI SZ. – GRIGORSZKY I. – GYŐRINÉ MOLNÁR B. – JUHÁSZ P. – KASZÁNÉ KISS M. – KELEMENNÉ SZILÁGYI E. – KISS B. – KOVÁCS P. – MACALIK K. – MÓRA A. – OLAJOS P. – PISKOLCZI M. – TESZÁRNÉ NAGY M. – TÓTH A. – TURCSÁNYI I. – ZSUGA K. 1999: A Boroszló-kerti-Holt-Tisza ökológiai vízminősége. – *Acta biol. debrecina, Suppl. oecol. hung.* 10/1: 13–216.
- DÉVAI GY. – ARADI CS. – WITTNER I. – OLAJOS P. – GÓRI SZ. – NAGY S. 2001a: Javaslat a Tiszai-Alföld vízi és vizes élőhelyeinek állapotértékelésére a holt medrek példáján. In: BORHIDI A. – BOTTA-DUKÁT Z. (szerk.): *Ökológia az ezredfordulón III. Diverzitás, konzerváció, szukcesszió, regeneráció.* – Magyar Tudományos Akadémia, Budapest, p. 183–205.
- DÉVAI GY. – NAGY S. – WITTNER I. – ARADI CS. – CSABAI Z. – TÓTH A. 2001b: A vízi és a vizes élőhelyek sajátosságai és tipológiája. In: BÖHM A. – SZABÓ M. (szerk.): *Vizes élőhelyek: a természeti és a társadalmi környezet kapcsolata.* In: SZABÓ M. (sorozatszerk.): *Tanulmányok Magyarország és az Európai Unió természetvédelméről.* – ELTE-TTK & SZIE-KGI & KöM-TvH, Budapest, p. 11–74.
- Directive of the European Parliament and of the Council 2000/60/EC establishing a framework for Community action in the field of water policy. – European Union, Luxembourg, 2000.
- Eutrophication of waters. Monitoring, assessment and control. – Organisation for Economic Co-operation and Development, Paris, 1982, 154 pp.
- FELFÖLDY L. 1980: A biológiai vízminősítés. 3. javított és bővített kiadás. In: *Vízügyi hidrobiológia 9.* – Vízügyi Dokumentációs és Továbbképző Intézet, Budapest, 263 pp.
- FELFÖLDY L. 1981: A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. – Mezőgazdasági Kiadó, Budapest, 290 pp.
- HOLLÓ GY. 2002: Tájékoztató "A vízügyi politika területén a közösségi cselekvés kereteinek meghatározásáról" szóló, 2000/60/EK Európai Parlamenti és Tanácsi irányelvről és annak hazai végrehajtásával kapcsolatos intézkedésekről. In: HANYUS E. (szerk.): *Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. A WWF Magyarország tudományos tanácskozásának összefoglalója.* – WWF Magyarország, Budapest, p. 3–12.
- JAKUCS P. – DÉVAI GY. (szerk.) 1985: *Környezetvédelmi Információrendszer: Természetes Élővilágvédelmi Részrendszer. Fajokra és élőhelyekre vonatkozó adatfelvételi lapok értelmezési és kitöltési útmutatója. Javaslattevő.* – KLTE Ökológiai Tanszéke, Debrecen & OKTH, Budapest, 185 pp., XVIII tábla.
- KURUCZ M. 1966: Adatok a magyarországi vizek kémiai összetételének és sajátosságainak ismeretéhez. Szakdolgozat. – Kézirat, Kossuth Lajos Tudományegyetem, Debrecen, V + 65 pp., 49 táblázat, 49 ábra.
- Magyarország állóvizeinek katasztere. In: *Magyarország Hidrológiai Atlasza. IV. sorozat: Állóvizek. 1.* – Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet, Budapest, 1962, 70 pp., 10 melléklet (1a–d, 2, 3a–b, 4–6).

- Magyarország vizenyős területeinek katasztere. In: Magyarország Hidrológiai Atlasza. IV. sorozat: Állóvizek, 2. – Vízgazdálkodási Tudományos Kutató Intézet, Budapest, 1965, 125 pp., 9 melléklet (1a–d, 2–4, 5a–b).
- PUSZTAI F. (szerk.) 2003: Magyar értelmező kéziszótár. Második, átdolgozott kiadás. – Akadémiai Kiadó, Budapest, XXIV + 1507 pp.
- SZABÓ J. 1993: A víz földrajza. In: BORSY Z. (szerk.): Általános természeti földrajz. Egyetemi tankönyv. – Nemzeti Tankönyvkiadó, Budapest, p.124–250.
- SZILÁGYI F. 2002: Előzetes javaslat az Európai Unió Víz Keretirányelvének megfelelő hazai felszíni víztér tipológia elemeire. In: HANYUS E. (szerk.): Az EU Víz Keretirányelvének bevezetése a Dráva vízgyűjtőjén. A WWF Magyarország tudományos tanácskozásának összefoglalója. – WWF Magyarország, Budapest, p. 13–33.