Dr. Borics Gábor, Dr. Padisák Judit

Vízfolyások és állóvizek jó kémiai állapotának eléréséhez szükséges intézkedésekre tett javaslatok.

A biológiai szempontból valóban releváns paraméterek tesztelése a trofitásra, ill. a szaprobitás változására érzékeny együttesekkel.

Tartalomjegyzék

Tartalomjegyzék 1
Az összes foszfor tartalom és a Klorofill-a koncentráció kapcsolata 2
Kísérlet a szerves terhelést jelző komponensek együttes alkalmazására. 7
A szerves terhelés indexének kialakítása. 7
A fitoplankton biomassza függése felszíni vizek növényi tápanyagtartalmától 8
Trofitás, szaprobitás, vízminőség, ökológiai állapot 8
A fitoplankton tápanyagigénye 10
Foszfor 11
A foszforciklus klasszikus modellje 14
A foszforciklus modern modelljei 15
A fitoplankton tápanyagfelvétele 17
A fitoplankton fényhasznosítása és a maximális denzitás (klorofill-a) 18
Mit várunk a fitoplanktontól, mint ökológiai állapotot indikáló csoporttól a Víz Keretirányelv kontextusában? 24
A fitoplanktonhoz kapcsolható indikátorok 24
Faji szintű indikáció 24
Faji szintű adatokon nyugvó trofitási indexek 25
A fitoplankton szezonális szukcessziójának jellegén alapuló becslések 26
Fitoplankton asszociációk 26
A fitoplankton biomasszából becsült vagy klorofill-a tartalmon alapuló trofitási skálák 26
Társulásjellemzők 27
A klorofill-biomassza összefüggés 27
A klorofill-tápanyag kapcsolat különböző európai tótípusokban, klorofill referencia értékek 28
Az egyes tagállamok fitoplankton alapú monitorozási gyakorlata és azok összehasonlítása (Central, Baltic, Atlantic GIGs) 29
Belgium 29
Észtország 30
Franciaország 31
Németország 32
Magyarország 32
Írország 33
Hollandia 33
Egyesült Királyság 34
Pótlólagos kérdések 35
A növényi tápanyagtartalom és a vizek klorofill-a koncentrációjaközöti kapcsolat 35
A növényi tápanyagok és a fitoplankton taxonómiai összetétele 38
Szerves terhelés és a fitoplankton kapcsolata 40
A kémiai határértékek véleményezése 42
A terhelés – biomassza összefüggés zavaró tényezőinek vizsgálata 45
Javaslatok a fizikai és kémiai jellemzők jó-közepes határértékeire a fitoplankton minősítés alapján 45
Módszer 46
Zárszó 49
Irodalomjegyzék 49

A fitoplankton képes indikálni a mind a növényi tápanyag, mind pedig a szerves anyag terhelést. A következő fejezetekben ennek részletes bemutatása történik.

A foszfor hatásának vizsgálata a hazai állóvizes adatbázis alapján.
A foszfor Chl-a összefüggés vizsgálata a Balatoni adatokkal. (A Balatoni adatok alapján a P esetén elképzelhető, hogy megadhatók azok a koncentrációk, melyek esetén a fitoplankton mennyisége, és/vagy összetétele valamilyen változást mutat)
A fitoplankton biomassza (chl-a tartalom) átlagának és a növényi tápanyag koncentráció adott időszakra vonatkozó átlagának összevetése

Az összes foszfor tartalom és a Klorofill-a koncentráció kapcsolata

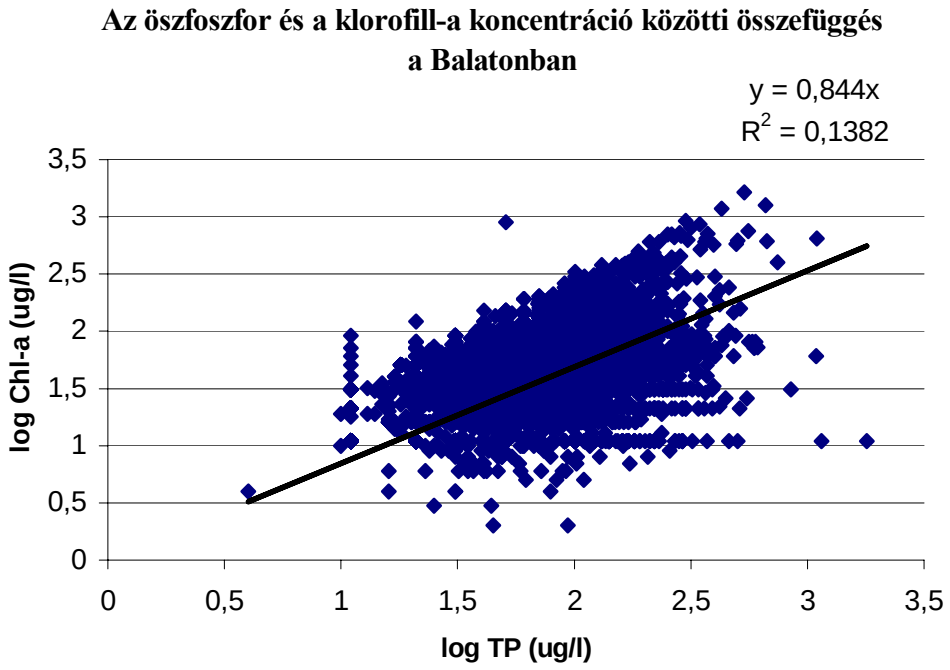
A felszíni vizek elsődleges termelésével foglalkozó szakirodalmak kiemelten foglalkoznak az összes foszfor és a klorofill-a tartalom közötti összefüggéssel. A két mutató mért koncentrációinak (olykor aktuális, olykor adott időszak átlaga) logaritmusát szokták ábrázolni, és ilyen esetben lineáris regresszió alkalmazható. Számos szerző más és más adatbázist alkalmazva jutott arra a megállapításra, hogy a két paraméter között szignifikáns az összefüggés, jóllehet az R^2 értékében jelentős különbségek adódtak. Az összefüggést „robosztus" adatbázisokon igazolták de valamennyi esetben elmondható, hogy az adott foszforkoncentrációhoz tartozó klorofill-a értékek szórása különösen a magasabb koncentrációk esetén jelentős. A legtöbbet idézett Wollenveider-féle modell esetén pl. 100 μgl^{-1} éves átlag összes foszfor koncentrációhoz 7,6 ill. 76 μgl^{-1} klorofill-a tartalom is tartozhat. A modell tehát illusztratív, de az adatok jelentős szórása miatt nem alkalmas arra, hogy ennek alapján a minőség javító beavatkozások mértéke tervezhető legyen.
Az összes foszfor és a klorofill-a koncentráció közötti összefüggést teszteltük a hazai adatbázis balatoni ill. egyéb tavi adataival. A vizsgálat során az aktuális ill. az átlag koncentrációkat vetettük össze.

Balaton
A Balaton 50 pontján, 1983 és 2006 között gyűjtött minták mintegy 7372 vizsgálati eredményét volt lehetőségünk elemezni:

Tihany, strand	1992.05.19.–1993.09.20
Siófok-Alsóörs vonalában, tóközép	1999.06.21.–1999.08.02
Zala torkolat	1997.09.01.–1997.12.08
Révfülöp, császtai önkormányzati strand	2002.08.12.–2003.06.30
Fűzfői-öböl, K-Ny-i parttól 300-300 m-re	1982.03.22.–2005.12.05
Siófok-Alsőörs vonalában, tóközép	1975.10.28.–2006.12.04
Balatonfüredi-öböl	1982.03.22.–2005.12.05
Tihany és Szántód között	1982.03.22.–1993.10.26
Balatonakali, tóközép	1975.10.28.–2006.12.04
Révfülöp-Balatonboglár között, tóközép	1982.03.22.–2006.12.04
Badacsony, tóközép	1982.03.22.–1993.10.26
Szigligeti-öböl, Kétöles pataknál	1982.03.22.–2006.12.04
Balatongyörök, tóközép	1975.10.28.–2005.12.05
Keszthelyi-öböl, strand	1975.11.20.–1995.06.06
Zala torkolat	1975.10.28.–2005.12.05
Balatonberény, strand	1982.03.22.–1993.11.22
Keszthelyi-öböl, tóközép	1981.09.22.–2006.12.04
Szigligeti öböl-tóközép	1981.08.12.–2006.12.04
Balatonfűzfő, strand	1989.05.15.–1993.09.20
Balatonalmádi, Wesselényi strand	1989.05.15.–2005.09.05
Alsóörs, strand	1989.05.15.–1993.09.20
Csopak, strand	1989.05.15.–1993.09.20

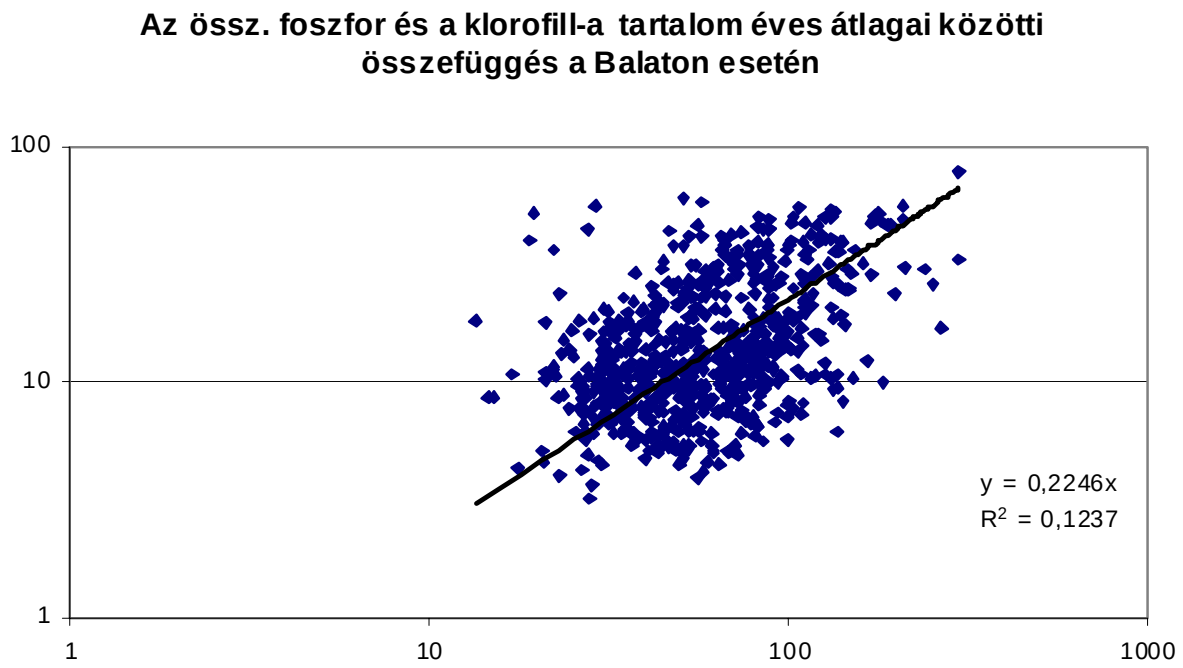
Balatonfüred, Eszterházy strand	1989.05.15.–2005.09.05
Tihany, strand	1989.05.15.–1992.05.04
Örvényes-Aszófő, strand	1989.05.15.–1993.09.20
Balatonudvari, strand	1989.05.15.–1990.05.14
Balatonakali, önkormányzati strand	1997.06.16.–2005.09.05
Zánka, strand	1992.05.19.–1993.09.20
Balatonszepezd, strand	1989.05.15.–1993.09.20
Révfülöp, császtai önkormányzati strand	1989.05.15.–2005.09.05
Balatonkenese, önkormányzati strand	1989.05.15.–2005.08.22
Balatonvilágos, strand	1989.05.15.–1993.09.20
Siófok, strand	1989.05.15.–2005.09.05
Balatonmáriafürdő, strand	1998.06.29.–1998.07.13
Balatonzamárdi, strand	1989.05.02.–2006.08.07
Balatonföldvár, szabad strand	1989.05.02.–2005.09.05
Balatonszárszó, önkormányzati strand	1989.05.02.–2005.09.05
Balatonszemes, OTP üdülő elötti strand	1989.05.02.–2006.08.07
Balatonboglár, Platán strand	1989.05.02.–2005.09.05
Fonyód, önkormányzati strand	1989.05.02.–2006.08.07
Balatonfenyves, szabad strand	1989.05.15.–2005.09.05
Balatonmáriafürdő, strand	1989.05.02.–2006.08.07
Balatonföldvár, Kelet strand	2002.05.21.–2005.09.05
Balatonlelle, Napfény strand	2002.05.21.–2006.08.07
Fonyód, városi szabad strand	2002.05.21.–2006.06.12
Balatongyörök, önkormányzati strand	1983.08.09.–2006.09.18
Keszthely, önkormányzati strand	1983.05.03.–2006.06.26
Balatonberény, önkormányzati strand	1983.05.03.–2006.06.26
Keszthely, Helikon strand	1983.05.03.–2006.09.18
Vonyarcvashegy, önkormányzati strand	2003.05.19.–2006.06.26

A konkrét időponthoz tartozó összes foszfor és klorofill-a koncentráció értékeinek összevetése a rendszer aktuális termelőképességéről ad információt. A magasnak nem mondható 30μgl^{-1} összes foszfor koncentráció a fitoplankton számára ideális feltételek esetén a Balatonban több mint 100μgl^{-1} klorofill-a koncentráció kialakulását is lehetővé teszi, míg 90μgl^{-1} összes foszfor koncentráció esetén már a 200μgl^{-1} klorofill-a koncentráció is előfordulhat.



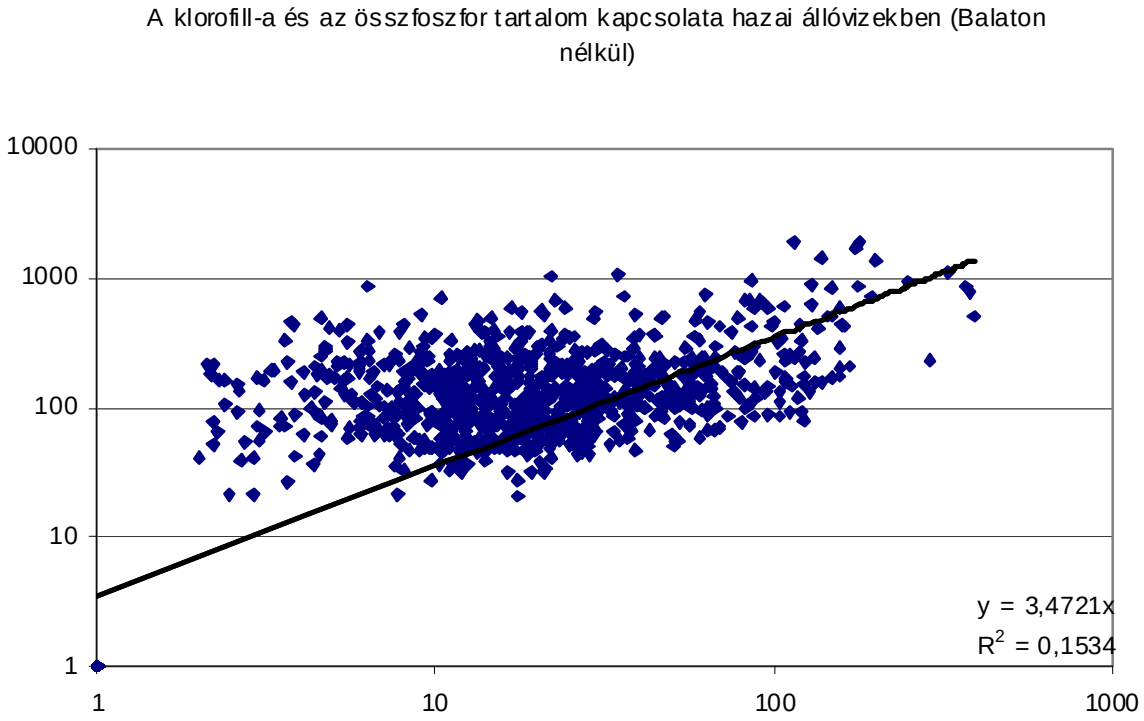
1.ábra. Az öszfoszfor és a klorofill-a koncentráció közötti összefüggés a Balatonban.

A klorofill-a tartalom aktuális értékének alakulását egyéb fizikai ill. biológiai tényezők is markánsan befolyásolják. Ezt némiképp csökkentendő gyakrabban találunk az irodalomban olyan elemzéseket, melyek az éves (vagy a vegetációperiódusbeli) átlag koncentrációkat ill. azok logaritmusát vetik össze. Az alábbi ábra is ilyen megközelítésben mutatja be a klorofill-a tartalom és az összes foszfor közötti összefüggést (1.ábra).



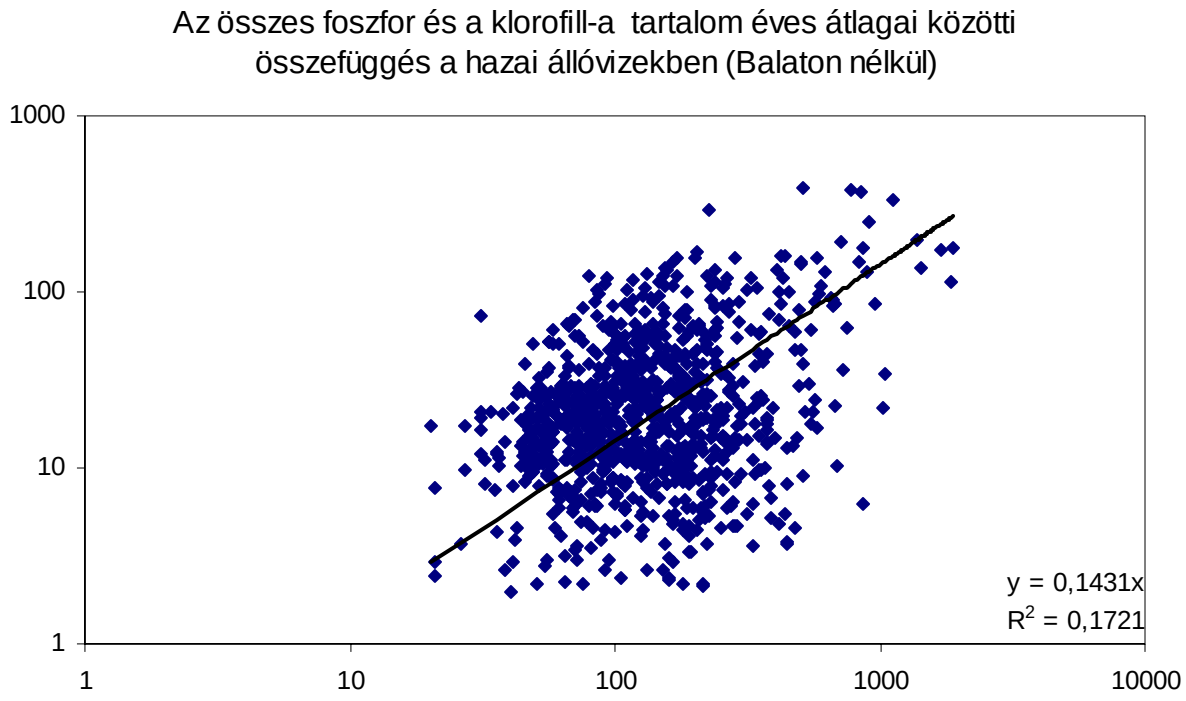
2.ábra. Az öszfoszfor és a klorofill-a koncentráció éves átlagai közötti összefüggés a Balatonban.
Akárcsak az aktuális koncentrációk esetén az éves átlagok összevetése sem mutatott szoros összefüggést (2.ábra).

A klorofill-a és az összes foszfor tartalom közötti összefüggés egyéb hazai állóvíz esetén



3.ábra. Az klorofill-a és a öszfoszfor tartalom közötti összefüggés egyéb hazai állóvíz esetén.

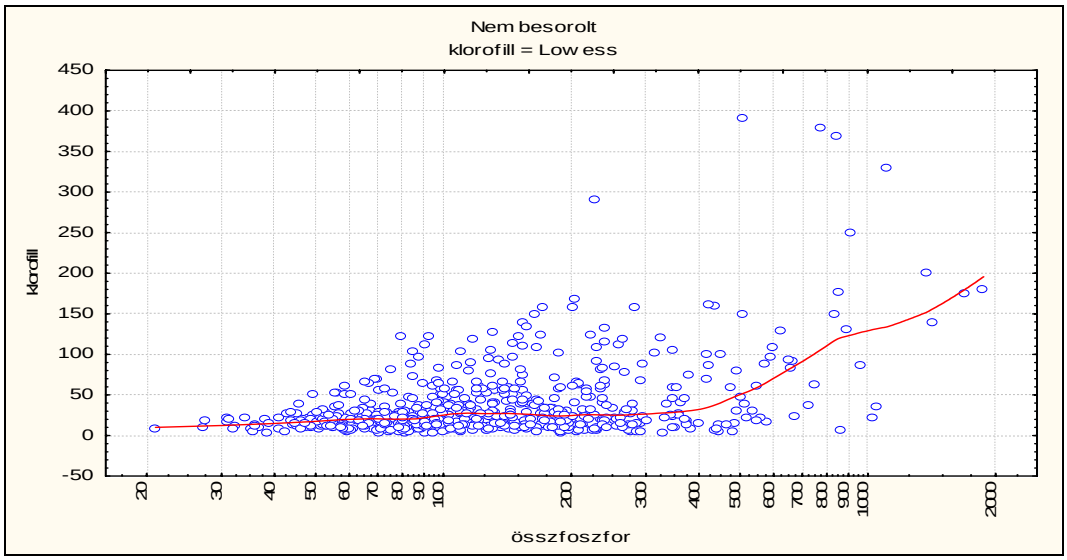
A klorofill-a tartalom és az összes foszfor közötti kapcsolat vizsgálatát egyéb állóvizeink esetén is elvégeztük. A hazai tavak adatbázisában található állóvizek a hazai tótipológia több típusába sorolhatók, a növényi tápanyag tartalom tekintetében pedig a Balatonhoz képest nagyobb értékekkel jellemezhetők. Az elemzések – akár a Balaton esetén - ugyancsak azt támasztották alá, hogy az összes foszfor és a klorofill-a tartalom összevetésekor sem az aktuális, sem pedig az átlagértékek esetén nem tapasztalható erős összefüggés, ill. összefüggés nem is mutatható ki (3. 4. ábra).



4.ábra. Az klorofill-a és a öszfoszfor tartalom éves átlagai közötti összefüggés egyéb hazai állóvíz esetén.

A fentiekben (a környezetvédelem éppen aktuális terminológiáját használva) egy stresszor és egy biológiai változó kapcsolatát vizsgáltuk azzal a céllal, hogy az összefüggés ismeretében javaslatot tegyünk a stresszorra vonatkozó célkoncentráció(k)ra ill. határértékekre. Eredményeink arra engednek következtetni, hogy az összes foszfor és a fitoplankton mennyiségi oldalát reprezentáló klorofill-a tartalom között a hazai állóvizek esetén szoros kapcsolat nem áll fönn. Ebből adódóan olyan reálisan elérhető célkoncentrációk az összes foszfor tartalom esetén nem adhatók meg, melyek mellett egy adott tó esetén a jó ökológiai állapotra jellemző alacsony klorofill-a értékek garantáltak lennének.

Egy újabb technikát alkalmazva (LOWESS) a vegetációperiódus klorofill-a értékeinek átlaga a TP függvényében érdekes változást mutatott. 100µg/l értékig rendkívül enyhe növekedés volt megfigyelhető, míg 100 és 300µg/l értékek között összefüggés nem volt megfigyelhető. Ugyanakkor 300µg/l érték fölött egy látványos emelkedés indult. Ez azért érdekes, mert ez alapján arra következtethetünk, hogy a foszfor szerepe a limitáló értékeket meghaladó tartományban sem hanyagolható el (5.ábra).



5.ábra. A vegetációperiódus klorofill-a értékeinek átlaga a TP függvényében (LOWESS).

Kísérlet a szerves terhelést jelző komponensek együttes alkalmazására.

Megjegyzés *A munka kezdetekor nem lehetett látni, hogy kellő mennyiségű adat áll-e rendelkezésre. Elképzelhetőnek tartottuk, hogy több esetben (több mintavételi pont esetén), a szerves terhelést jellemző paraméterek hiányozhatnak. Ezen mutatók értékei széles skálán mozognak és némelyikük gyakran nehezen magyarázható módon alacsonynak ill. magasnak adódik. Ezt kiküszöbölendő egy olyan mutatót kívántunk létrehozni, amelyben a* KOI_P KOI_{Mn} *BOI ill az ammónium ion értékei szerepelnek, egyetlen számmá „gyúrva". A későbbi munkánk során derült ki, hogy azok a biotikus indexek, melyeket a különböző biológiai elemekért felelős szakértőcsoportok kidolgoztak, többségükben külön-külön is érzékenyek a szerves terhelést jelző mutatókra. Így az alulírottak némiképpen oka fogyottá váltak, de akadnak olyan részletek amelyek hasznosak lehetnek az olvasó számára, ezért nem hagyjuk ki az anyagot a jelentésből.*

A szerves terhelés indexének kialakítása.

A felszíni vizeink több évtizedes adatsorainak elemzése alapján kijelenthetjük, hogy a hazai álló és folyóvizek fitoplanktonjának és bentikus kovamoszatainak a növényi tápanyagtartalom növekedésére adott válaszreakciói nem érzékelhetőek. A vizeinket ugyanakkor még ma is jelentős szerves terhelés éri, ami szaprobiológiai vizsgálatokkal is kimutatható. A szerves terheléssel kapcsolatos mutatók a BOI, a KOI p, a KOI Cr. Az ammónia jóllehet fontos növényi tápanyag, de mint a fehérje tartalmú szerves vegyületek elsődleges bomlásterméke egyben a szerves terhelés egyik jellegzetes kísérője is. E mutatók közül a BOI az ami leggyakrabban szerepel a szaprobiológiai vizsgálatok során. Az ammóniára vonatkozó adatok a ilyen célú felhasználása nem terjedt el.
Számos élőlénycsoport esetén a vízkémiai komponensek aktuális értékei kevésbé informatívak. Nagyobb jelentősége van a mintavételt megelőző időszak vízkémiai állapotának, melyről az adott időintervallumban gyűjtött minták paramétereinek valamilyen leíró statisztikája (átlaga, mediánja) nyújt információt. Ahhoz, hogy egy adott víz kémiai ill. biológiai állapotáról megbízható információnk legyen, gyakori mintavételekre lenne szükség. Erre többnyire nincs lehetőség. A ritka mintavételek során az is előfordulhat, hogy a víznek (ill. egy adott paraméternek) egy kivételesen ritka állapotát rögzítjük. Fontos tehát több mutató együttes alkalmazása, mert így csökkenthető az állapot-értékelés bizonytalansága.
Munkánk során törekedtünk arra, hogy a szerves terhelést egyetlen számmal fejezzük ki. Ez úgy érhető el, ha a szerves terhelést jelző mutatókat egyetlen számmá alakítjuk. Ez úgy tartottuk megvalósíthatónak, ha a mutatókat oly módon transzformáljuk, hogy nagyságrendileg azonos értékeket vegyenek fel, majd ezek összegét képezzük. (Az is cél volt, hogy a mutató értéke nagymértékben függjön az ammónium ion

értékétől, mivel annak nagyobb koncentrációja nemcsak a terhelést, de már szeptikus/toxikus viszonyokat is jelez.)Munkánkhoz a vízfolyások és a tavak hazai adatbázist vettük alapul.
Első lépésben áttekintettük, hogy az egyes mutatók milyen értékek között változnak. Megállapítható, hogy a mutatók átlagértékei között (NH_4 KOI_{Cr}) egy teljes nagyságrendnyi különbség van. Ahhoz, hogy ezek értékeit közelítsük valamilyen transzformációra van szükség. Legkézenfekvőbb módszer a maximummal való standardizálás, amikor az adott éréket az adatbázis legnagyobb értékével osztjuk. Ez jelen esetben nem volt járható, ugyanis pl. az ammónium esetén a maximális érték rendkívül nagy volt, s az azzal osztott aktuális értékek rendkívül alacsonyak lettek a BOI vagy a KOI értékekkel összehasonlítva. A 95-ös percentilissel való osztás már kedvezőbb értéket adott, ugyanakkor az új mutató érétkét főleg a KOI és a BOI határozták meg.
A maximummal ill. az ahhoz közeli értékkel való standardizálás helyett, a VKI ideológiájához némiképp közelebb álló eljárást választottunk. Az aktuális értékeket a 25-ös percentilis értékével vetettük össze. Az adatok 25-ös percentilisei valamennyi mutatóra nézve alacsonyak bizonyultak, s a vizek terhelés nélküli állapotára jellemzőek. Az aktuális értékeket a 25-ös percentilisekkel osztva nagyságrendileg azonos értékeket kaptunk mind a négy mutató esetén. Ezeket a módosított értékeket összegezve kapunk egy számot mely a terhelés mértékét jelzi. Problémát jelent azonban az, hogy a KOI_P éa a KOI $_{Mn}$ a szerves terhelést ugyan arról az oldalról közelíti meg, információtartalmuk átfed (R^2>0,8). Ha mind a kettőt figyelembe vesszük az új index értékét leginkább a két KOI érték határozza meg, holott a terhelés becslése szempontjából mind az ammónium, mind pedig a BOI fontosabb paraméterek. Ugyancsak probléma, hogy szerves terhelés által nem érintett, de humin anyagokban természetes módon gazdag állóvizek esetén a KOI értékek rendkívül magasak. Tavak esetén ezért az index mindössze két részből az ammónium és a BOI módosított értékéből adódik össze. Folyók esetén a KOI $_{Mn}$ fentebb említett módosított értékét vettük figyelembe, de megadtunk egy a tavakéval azonos módon képezett két komponensű értéket. A biológiai módszerekkel való összevetést követően lehet majd eldönteni, hogy a két vagy a három részből álló index lesz a megfelelő.

A fitoplankton biomassza függése felszíni vizek növényi tápanyagtartalmától

Trofitás, szaprobitás, vízminőség, ökológiai állapot

Körülbelül az 1960-as évekre tehető annak felismerése, hogy a vizek növényi tápanyagterhelésének növekedésével párhuzamosan a tavakban nő a fitoplankton biomassza. Ezt a Vollenweider (Vollenweider & Kerekes, 1980) modellként széleskörűen ismert P-terhelés – klorofill-a kapcsolat írja le. A felismerés – bármennyire közhely jellegű is manapság – nem volt evidens, tekintve, hogy már a múlt század 20-as éveiben felismerték a folyók szervesanyag terhelés utáni öntisztuló képességét, vagyis a szaprobitás alapösszefüggését, s a trofitás és szaprobitás elkülönítése máig nem egyértelmű, s nem is lehet az, tekintve, hogy egyazon ciklusban lévő két funkcióról (termelés és lebontás) van szó, melyek egymással ökoszisztéma-szerkezeteken át szorosan összekapcsoltak.

Az eutrofizálódás a vizek növényi tápanyagokban – elsősorban foszforban és nitrogénben - való gazdagodását jelenti, melynek eredményeképp fokozott növényesedés jelentkezik, a víz zöldesre színeződik a planktonikus algáktól, felszíni vízvirágzások következnek be (planktonikus eutrofizálódás). Más esetekben a vízfelszínt borítják sűrűn az úszólevelű hinarak, vagy nagy kiterjedésű alámerült hínárállományok fejlődnek ki. Olykor vastag algaszőnyeg alakulhat ki, mely időnként a felszínre kerül s ott bomló csomókat képez (bentonikus eutrofizálódás). A keletkezett növényi tömeg – akár planktonikus, akár bentonikus - lebomlása oxigént fogyaszt, mely egy sor másodlagos hatást eredményez, mint pl. halpusztulások, korróziót okozó gázok vagy toxikus anyagok keletkezése, stb. (Vollenweider, 1989). Az eutrofizálódást nem annak oka (a növényi tápanyagok mennyiségének növekedése) vagy közvetlen következménye (algásodás vagy hinarasodás) teszik veszélyes és megakadályozandó jelenséggé, hanem az ezek kapcsán bekövetkező

másodlagos hatások, melyek szinte minden humán vízhasználatot befolyásolnak (rekreáció, halászat, horgászat, közlekedés, ivóvíz nyerése, stb.) és közben az eredeti flóra és fauna is megváltozik.

Egy tó trofitási szintjét általában bizonyos, az eutrofizálódással kapcsolatba hozható változók skáláin fejezzük ki, melyeket trofitási indexeknek is szokás nevezni. A legelterjedtebb skálát az OECD (1982) adta ki (1. táblázat). Miután az elmúlt időszak kutatásai azt mutatták, hogy a pikofitoplankton elsősorban az alacsony trofitási kategóriákban érzékeny trofitásjellemző, az 1-es táblázatban annak a határértékeit is megtaláljuk.

	ultra-oligotróf	oligotróf	mezotróf	eutróf	hipertróf
[1]$TP_{éá}$	< 4	4-10	10-35	35-100	> 300
[2]$TP_{tá}$	< 5	5-10	10-30	30-100	> 100
[1]$Chl_{éá}$	< 1	1-2,5	2,5-8	8-25	> 25
[1]Chl_{max}	< 2,5	2,5-8	8-25	25-75	> 75
[1]$Sec_{éá}$*	> 12	12-6	6-3	3-1,5	< 1,5
[1]Sec_{min}*	> 6	6-3	3-1,5	1,5-7	< 0,7
[1]$O_{sat,min}$**	90%	80%	90-40%	40-0%	10-0%
[3]N_{pico}***	$< 2x10^4$	$2x10^4$ -$2x10^5$	$2x10^5$ -$2x10^6$	?	10^8 -ig
[3]$\%_{piko}$***	> 80%	80-55%	55-25%	> 25%	> 25%

1. táblázat: Különféle változókra vonatkozó trofitási határértékek az OECD[1], Lampert és Sommer (1993, 1997)[2] és Stockner (1991)[3] munkái alapján. $TP_{éá}$: az összes P éves átlaga (µg L^{-1}); $TP_{tá}$: Az összes P mennyisége a tavaszi átkeveredés időszakában (µg L^{-1}); $Chl_{éá}$: a klorofilltartalom éves átlaga (µg L^{-1}); Chl_{max}: a klorofill tartalom éves maximua (µg L^{-1}); $Sec_{éá}$: a Secchi-átlátszóság éves átlaga (m); Sec_{min}: a Secchi átlátszóság éves minimuma; $O_{sat,min}$: a %-os oxigéntelítettség évei minimuma az üledék feletti 50-100 cm-es rétegben; N_{pico}: a pikofitoplankton egyedszámának éves átlaga (sejt mL^{-1}); $\%_{piko}$: a pikofitoplankton százalékos részesedése az éves összbiomasszából és/vagy összprodukcióból. *: sekély, gyakran felkeveredő tavakra és folyókra nem használható; **: csak rétegzett tavakban használható; ***: savas vizekben nem használható

Azt, hogy a fenti kategóriák nem feltétlenül irányadóak mindenféle tóra, talán Felföldy (1974) ismerte fel leghamarabb, emiatt hazai vizeinkre a fentinél „megengedőbb" kategóriákat alkalmazott, s trópusi tavakra Salas és Martino (1991) állapított meg az OECD ajánlásoknál „engedékenyebb" határértékeket. A szakirodalomban (főleg az 1970-es évekből) rengeteg trofitási skálát találunk, ezek egy hazai összefoglaló értékelése a szakirodalomban fellelhető (G.-Tóth & Padisák, 1982, 1983, 1984).

A Víz Keretirányelv (VKI) alapvető koncepcionális újdonsága éppen abban rejlik, hogy nem próbál meg válogatás nélkül minden vizet azonos határértékek szerint minősíteni, hanem teret enged a típus-specifikus meggondolásoknak. Nem is egyszerűen vízminőségről beszél, hanem ökológiai állapotról (az amerikai szakirodalom már régóta ökológiai épséget – ecological integrity – emleget; Karr & Dudley, 1981), mely az előbbinél lényegesen komplexebb fogalom, bár ezt a gyakorlat - és sajnálatos módon sok elméleti tanulmány is – nemigen veszi figyelembe.

Jelen munkát a VKI hazai implementálása okán jelentkező feladat hívta életre, melynek egyik részfeladatát a következő módon fogalmazták meg*: „Élőlényegyüttesenként olyan irodalmi összefoglaló elkészítése, amelyik a fizikai-kémiai jellemzők (koncentrációk) és a releváns élőlényegyüttesek állapota közötti kapcsolatot mutatja be, általában és számszerűen (figyelembe véve a különböző víztípusokat, illetve a hazai biológiai minősítő rendszer jó állapotra vonatkozó osztályhatárai és az irodalomban közölt állapotminősítések közötti*

esetleges különbségeket).” A konkrét feladat tehát az lenne, hogy a fitoplanktonra számszerűsített, típus-specifikus módon állapítsunk meg közepes/jó állapothatárt jelző, természetesen minél egyszerűbb mutatót/mutatókat, melyet/melyeket aztán a gyakorlatban gondolkodás nélkül lehet alkalmazni. Nehéz eldönteni, hogy a kiírás cinikus, vagy laikus, tekintettel arra, hogy éppen azt a célt kívánja elérni, melyről egyszer (t.i., az egyszerű trofitási skálák alkalmatlansága miatt) egyszer már bebizonyosodott, hogy nem jelöl ki járható utat. Emiatt jelen tanulmány csak arra vállalkozhat, hogy a „fitoplankton-tápanyag” összefüggést annak valós komplexitásában tárgyalja, kiemelve azon tényezőket, melyek a VKI szempontjából különösen fontosak.

A fitoplankton tápanyagigénye

A fitoplankton szervezetek testét ugyanazon 6 makroelem (C, H, O, N, P, S) építi fel, melyek dominanciája az élő szervezetekre általánosan is jellemző. Olyan esetet, hogy ne ezek egyike, hanem valami mikro-, vagy nyomelem limitálta volna a fitoplankton produkcióját csak különlegességképp említ a szakirodalom (ilyen lehet pl. a N_2 kötő kékalgák hiánya olyan vizekben, melyek egyébként gyenge N-ellátottságúak, tehát a N-kötésre, mint ökoszisztéma funkcióra szükség lenne, de a Mo vagy a Fe hiánya miatt a nitrogenáz enzimrendszer alegységei nem tudnak felépülni; pl. Vitousek & Howarth, 1991). Vízben élő szervezetekről lévén szó a vizet (H, O), mint limitáló elemet figyelmen kívül hagyhatjuk.

A C, mint limitáló elem esete kuriózumként érdekes. Egy tóban a hozzáférhető C mennyisége akkor lehet limitáló, ha a $CO_2/HCO_3^-/CO_3^{2-}$ pufferrendszer oly mértékben a CO_2 felé eltolt, hogy gyakorlatilag nincs sem hidrogénkarbonát sem karbonát formájában szén-tartalék. Ilyenek a külszíni szénfejtés nyomán keletkezett bányatavak, melyek extrém savasságát (pH < 3; Nixdorf et al., 2000; Lessmann et al., 2004) a kénsav okozza, vagy a fiatal krátertavak. Hazánkban ennek a típusnak leírt képviselője nincs (bár néhány külszíni szénbányászatból visszamaradt bányató számításba jöhet), s a C limitáltság a VKI kapcsán irrelevánsnak mondható. A szakirodalomban nem ismerek olyan esetet, mely természetes vízben a S-t limitáló elemnek találta volna.

A fent leírtak miatt a gyakorlatban – és első közelítésben – tehát a N és a P limitáló szerepével kell foglalkoznunk. A P és a N biogeokémiai körforgása között lényegi a különbség. Míg a N alapvetően un. gázcikluson át mobilizálódik és regenerálódik, a P-é tipikus, gázfázis nélküli (az anaerob körülmények között bizonyított foszfin, PH_3, képződést [Dévai & Delaune, 1995] instabilitása miatt figyelmen kívül hagyhatjuk) un. üledékes ciklus. Emiatt a N földi ciklusa relatíve gyors, a P-é pedig lassú. Szárazföldi ökoszisztémákban az élőlények bomlásából származó N nem kötődik jelentős mértékben a talaj szerkezeti elemeihez, hanem a felszíni, és a felszín alatti lefolyásokkal a folyóvizek felé áramlik, miközben az áthaladási közegek aerobitásának vagy anaerobitásának jellegétől függően nitrifikációs és denitrifikációs folyamatokon megy keresztül, melyek köztes lépcsőjeként N_2 formájában a légkörbe távozhat. Ezek összességükben (tekintve, hogy a NH_4^+ és a NO_3^- állapot közt a N szükségképpen átmegy a gáz állapotú, 0 oxidációs számú N_2 fázison) a légkör felé történő N leadással járnak. A denitrifikáció okozta N veszteség az oka annak, hogy mocsári, lápi környezetek szélsőségesen N hiányosak, s bennük indikátorfajként rovaremésztő növények találják meg élőhelyüket. A biogeokémiai ciklusok eredménye tehát az is, hogy a talaj a növényzet számára jellemzően inkább N-hiányos, a víz a fitoplankton számára pedig inkább P-hiányos.

Foszfor

A foszfor a vizekbe a nagyrészt a vízgyűjtőn át, kisebb részben a légköri ülepedéssel jut be. A litoszférában elsősorban az apatitokból ($Ca_5[PO_4]_3^-$) oldódik ki, melyeknek hidroxóniummal (hidroxiapatit), kloriddal és fluoriddal asszociált változatai ismertek, de legalább 205 egyéb, kis mennyiségben előforduló ismert ásvány is tartalmaz P-t (Fischer, 1973). A vulkáni kőzetekből való kioldódását a szénsav segíti. A biológiai úton történő P felhalmozódás jelentős guánó-telepek kialakulásához vezetett, s a biogén meromixis is jellemzően foszfát felhalmozódással jár a monimolimnionban (pl. Zürichsee; Bossard et al., 2001).

Az atmoszférában található foszforkészletet igen kis része óceáni eredetű és nem gáz formában található. Nagyobb mennyiséget szolgáltatnak a következő források: talaj- és kőzetrészecskék, élő és holt szervezetek, növények által kibocsátott illékony anyagok, természetes tüzek, fosszilis üzemanyagok égetése. Az iparosodott régiók által kibocsátott por foszfortartalma magas. Ennek jele, hogy míg az érintetlen területek felett a csapadékvíz P-tartalma alacsony (általában < 30 $\mu g\ L^{-1}$), addig az iparosodott régiókban meghaladhatja a 100 $\mu g\ L^{-1}$-t. A kis vízgyűjtővel rendelkező, iparosodott régióktól távol fekvő tavak P-terhelésének > 40%-át teheti ki a légköri ülepedés.

A talajvíz foszfor tartalma általában kicsi. Koncentrációja még azokon a területeken sem haladja meg a 21 $\mu g\ L^{-1}$-t, ahol azok P-tartalma magasnak mondható. Ennek oka, hogy a kőzetekből való kioldódás csekély, valamint hogy a felszíni élőlényközösségek a hozzáférhető P-t igen hatékonyan megkötik. A mezőgazdaságban használt forszfortartalmú műtrágyák inkább a felszíni lefolyáson át, s nem annyira a talajvízen keresztül kerülnek a felszíni vizekbe.

Az elmúlt néhány évtizedben a vizek foszforterhelésének legjelentősebb forrása a háztartási szennyvíz volt, s paradox módon éppen a tisztítószerek használata miatt. Az 1980-as évekig un. foszforalapú mosóporokat használtunk, melyek össztömegre vonatkoztott P-tartalma elérhette a 7-12%-ot. Ezekből csak az Egyesült Államokban évente 2 millió tonnát termeltek évente. A nem foszfor-alapú mosószerekre való áttérés, valamint a szennyvíztisztítók P-precipitációs lépéssel való ellátása a felszíni vizek antropogén P-terhelésének 50-80%-os csökkenéséhez vezetett.

A víz összes foszfor (TP, total P) tartalma oldott (DP, dissolved P) és partikulált (PP, particulate P) frakcióból áll.

A partikulált frakciót a következőképp bonthatjuk tovább:

1) az élőlényekben található P, ami áll
    a) relatíve stabil nukleinsavakból (DNS, RNS) és olyan foszfortartalmú fehérjékből, melyek foszfort tartalmaznak, de nem vesznek közvetlenül részt a sejt belső foszforszállítási folyamataiban
    b) alacsony molekulasúlyú enzim-észterből, vitaminokból, stb. és
    c) a légzésben, a fotoszintézisben és a CO_2 asszimliációban alapvető szerepet játszó nukleotid foszfátokból (ATP, ADP)
2) a talajokból bekerülő ásványi formák, pl. hidroxiapatit, s minden egyéb ásványi anyag, melyhez a P adszorbeálódik (agyagásványok, vashidroxidok, karbonátok;
3) az elhalt szerves anyagban található, vagy azon adszorbeálódott P.

Az oldott frakció legfontosabb összetevői az

1) ortofoszfát (PO_4^{3-}),
2) polifoszfátok, amik gyakran szintetikus detergensekből kerülnek a vízbe,
3) szerves kolloidok és
4) alacsony molekulatömegű foszfátészterek.

A vízi anyagforgalomban a P igen jelentős tulajdonsága, hogy az élő és élettelen kompartmentekben egyaránt +5-ös oxidációs számmal fordul elő. Annak ellenére azonban, hogy nem fordulnak elő pl. a N-éhez hasonló biotikusan és abiotikusan mediált oxidációs szám változások, mennyiségét (és elsősorban a felvehető, oldott állapotú formákét) alapvetően meghatározza néhány egyéb elem biogeokémiai ciklusa.

Az vízben (oldatban) lévő szabad elektronok mennyisége normál hidrogénelektróddal mérhető, és a potenciál, amit kapunk arányos az oldat oxidáló- vagy redukáló képességével, s azt redoxpotenciálnak (E_7) nevezzük, és volt-ban (V) fejezzük ki. A vizek redoxpotenciálja szempontjából az oxigén kiemelkedő jelentőségű. A vízben oldott oxigén az alábbi reakción megy át:

$$H_2O = ½\ O_2 + 2\ H^+ + 2\ e^-.$$

Az oxigénnel telített víz redoxpotenciálja 25 ^oC-on és pH = 7 mellett 0,8 V. A redoxpotenciál meglehetősen érzéketlen arra, hogy e telítettség ténylegesen milyen oxigénkoncentrációnak felel meg: pl., ha azt 99 %-kal csökkentjük, akkor a redox mindössze 0,03 V-tal csökken feltéve, ha nem növekszik eközben az oxigéntartalommal összefüggően a redukálószerek mennyisége.

A fenti elméleti 0,8-as érték csak ideális esetre vonatkozik, vagyis arra, ha kémiai egyensúly áll fenn és a rendszer összes redox-reakciója megfordítható. Ez az élővizekben nem fordul elő. Az oxigéndús epilimnionban a redoxpotenciál 0,4 és 0,6 V közt van, mert a kémiai egyensúly beállásához idő kell, és a fotoszintézis és a légzés arányának állandó változása az egyensúly beállása ellen dolgozik. A redukálószerek jelenléte akkor válik igazán érzékelhetővé, ha oxigénhiány alakul ki. Azokban a tavakban, melyeknek anaerob a hipolimnionja, a redoxpotenciál határozott vertikális rétegzettséget mutat, mert a szerves anyagok és a Fe^{2+} ionok azt jelentősen csökkentik. E ponton kell megjegyezni, hogy – mint a napjainkban szerencsére egyre alaposabb holtág-kutatások mutatják [Grigorszky et al., 2000, 2003; Teszárné-Nagy et al., 2003] itt az ideje, hogy szakítsunk azzal a paradigmával, mely szerint rétegzettség „Természetes tavainkban nem tapasztalható." (Felföldy, 1981). Éles redoxpotenciál gradiens fejlődhet ki a víz-üledék határon is, minthogy az üledék redoxpotenciálja gyakran – 0,2 V, a vízé pedig ritkán kisebb, mint 0 V.

Miután a redoxpotenciál a különféle vízben oldott anyagok oldhatóságát alapvetően maghatározza, jelentősége a tavak anyag- és energiaforgalmában igen nagy. A vas a foszfor hozzáférhetőségét alapvetően meghatározza, azt pedig, hogy a vas milyen formában található, a redoxpotenciál határozza meg. A vas alapvetően Fe^{3+} formájában található a vizekben, ha $E_7 > 0,3$ V, mely azonban oldhatatlan vas-oxi-hidroxidokat képez. Ha a redoxpotenciál ez alá süllyed, akkor oldható Fe^{2+} formájúvá alakul, amely az üledékben kötött foszfor újraoldódásához vezet. A redoxpotenciál további csökkenése esetén a szulfátok szulfidokká alakulnak, amelyek a vasszulfid formájában oldhatatlan fekete csapadékként ülepszenek le.

Néhány fontosabb redoxreakció redoxpotenciálja – s a hozzájuk rendelhető oxigénkoncentráció a 2. táblázatban található (Lampert & Sommer 1997).

Redox-reakció (redox-párok)	Redoxpotenciál E_7, V	Hozzátartozó O_2 koncentráció (mg L^{-1})
NO_3^- - NO_2^-	0,45 - 0,40	4,0
NO_2^- - NH_3	0,40 –0,35	0,4
Fe^{3+} - Fe^{2+}	0,30 – 0,20	0,1
SO_4^{2-} - S^{2-}	0,10 – 0,06	0,0

2. táblázat: Néhány fontosabb redoxreakció redoxpotenciálja – s a hozzájuk rendelhető oxigénkoncentráció

A vízben található, az algák szempontjából lényegi oldott P mennyiségét a fentiek közül a Fe és a S határozza meg alapvetően.

A vas az élő szervezetek számos létfontosságú anyagának és enzimjének alapvető összetevője. A legtöbb ferro-forma (Fe^{2+}) a vízben oldható (a FeS nem), míg a legtöbb ferri-forma (Fe^{3+}) nem. A két

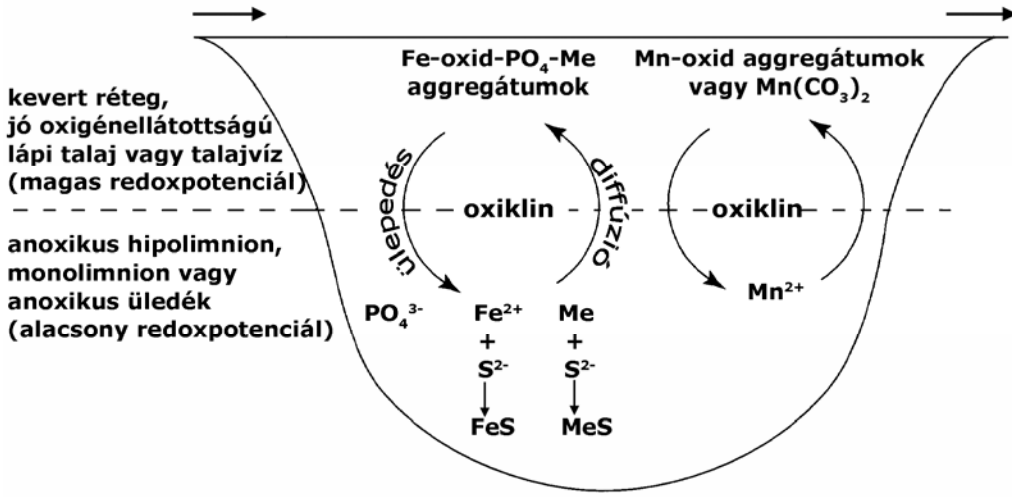
állapot közti átmenetet a redoxiviszonyok és a pH határozzák meg. A baktériumok *Thiobacillus-Ferrobacillus* csoportja abból nyeri az energiát, hogy a ferro-ionokból elektront visz át oxigénre ferri ionok keletkezése közben. E baktériumok csak savas közegben (pH < 5) aktívak. 7,5-7,7 közti pH-n (mely tavaink elsöprő többségére jellemző) a $Fe(OH)_3$ gyorsan kicsapódik. Emiatt vas oldott formában csak alacsony oxigéntartalmú, max. 20-30 mV redoxpotenciállal rendelkező vizekben fordul elő, ilyen a mély tavak anaerob hipolimnionja vagy a sekély tavak anaerob üledéke. Amikor teljes átkeveredéskor a víz oxigéntartalma megnő, a vas kicsapódik. Hasonló folyamat zajlik le azokban a patakokban, amelyek savas bányavizet kapnak: rozsdaszínű csapadék jelzi azt a helyet, ahol a pH és az oxigéntartalom nő. A vas további jelentősége abban áll, hogy kicsapódása 0,05-0,35 µm-es aggregátumok formájában történik, melyek nemcsak a vasprecipitátumot tartalmazzák. Elemzésük során 40 % vasvegyület mellett találtak bennük szerves anyagot, foszfort, nitrogént, mangánt, szilíciumot, kenet, kalciumot és magnéziumot (Tipping és mtsi. 1981). Különösen fontos, hogy ezért a vas kicsapódása a fitoplankton számára általában limitáló elemként szereplő foszfor hozzáférhetőségét befolyásolja (az a vashidroxidhoz ($Fe[OH]_3$) és a vasoxi-hidroxidhoz (FeOOH) adszorbeálódva kicsapódik), ezért e folyamatok biológiailag hozzáférhető P mennyiségét csökkentik. A precipitátumok szervesanyag tartalma azért jelentős, mert ezek a nyomokban előforduló nehézfémeknek szolgáltatnak alkalmas megkötődési felületet, ezáltal a vaskicsapódás egyúttal elősegíti ezeknek a többnyire toxikus fémeknek a vízből az üledékbe történő transzportját.

A vas oldódásának és a vasciklusnak legfontosabb kémiai természetű meghatározója a kén. Amikor a mikrobiális folyamatok (légzés) a szerves anyagot oxidálják

$$2(CH_2O) + SO_4^{2-} \rightarrow S^{2-} + 2CO_2 + 2H_2O$$

a keletkező szulfid (S^{2-}, H_2S), biszulfid (HS^-) azonnal reagál a vassal (továbbá a nyomokban jelenlévő egyéb fémekkel és időnként a mangánnal is), melynek eredményeképp rendkívül kis oldékonyságú csapadékok keletkeznek anaerob körülmények között. Ezért a vas oldatban maradásának az anoxikus hipolimnionban az is a feltétele, hogy ott ne legyen jelen kénhidrogén (ill. egyéb szulfid, biszulfid), mert ha van, akkor a vas fekete FeS formájában kiválik és leülepszik. Ez az oka annak, hogy a hipertróf tavak anaerob hipolimnionjában alacsonyabb az oldott vas mennyisége, mint az eutrófokéiban (3. táblázat). A meszes tavak a befolyókkal érkező vas és mangán mennyiséget visszatartják (utóbbit oldhatatlan $MnCO_3$ formájában), kifolyó vizükben ezen elemek mennyisége elenyésző.

A vas, a mangán és a nyomokban előforduló nehézfémek (Me = Zn, Cd, Pb, Hg) oxikus/anoxikus ciklusát az 6. ábra mutatja. A rétegzett tavak trofitása valamint oxigénviszonyaik, redoxpotenciáljuk, vas(II)-, kénhidrogén és foszfátmennyiségük közti összefüggést a 3. táblázatban találunk.



6. ábra: A vas, a mangán és a nehézfémek (Me) körforgása oxikus/anoxikus viszonyok között. (Padisák, 2005)

A rétegzett tavak trofitása valamint oxigénviszonyaik, redoxpotenciáljuk, vas(II)-, kénhidrogén és foszfátmennyiségük közti összefüggést a 3. táblázatban találunk.

Trofitási állapot	Oldott O_2, oxigéngörbe	E_h	Fe^{2+}	H_2S	PO_4^{3-}
Oligotróf	magas (ortográd)	400-500 mV	nincs	nincs	igen alacsony
	↓	↓	↓	↓	↓
Mezotróf	kevesebb (orto- v. klinográd)	400-500 mV	nincs	nincs	igen alacsony
	↓	↓	↓	↓	↓
Eutróf	kevesebb (klinográd)	~250 mV	sok	nincs	magas
	↓	↓	↓	↓	↓
Hipertróf	Kevesebb, vagy nincs (klinográd)	< 100 mV	kevés	sok	igen magas

3. táblázat: A rétegzett tavak trofitása valamint hipolimnionjukban fennálló oxigénviszonyaik, redoxpotenciáljuk (E_h), vas(II)-, kénhidrogén és foszfátkoncentrációjuk közti összefüggés (Wetzel 2001 alapján, módosítva)

A foszforciklus klasszikus modellje

A tavak foszforforgalmának klasszikus modelljét jórészt a II. világháború idején dolgozta ki Ohle, Eisener és Mortimer (Kalff, 2002). Eszerint a tavakba kerülő PO_4^{3-} aerob körülmények közt igen gyorsan vas-oxi-hidroxid (FeOOH) flokkulumokhoz adszorbeálódik vagy $FePO_4$ csapadék formájában kiválik, s leülepszik. Az aerob üledékfelszínen ezen aggregátumok hatékony csapdát képeznek az anaerob üledékrétegekből származó P számára, ezzel megakadályozzák a víztérbe jutását. Mortimer (1941) 200 mV redoxpotenciálban állapította meg azt a határt, ami P szempontjából kritikus: e felett annak csapadékos (elsősorban Fe[III]-mal asszociált), oldhatatlan formái jellemzőek, s alatta a vas Fe(II) formájú, mely mellett a PO_4^{3-} oldatban maradhat. Azt a folyamatot, mely a víz-üledék határ redoxpotenciál változásai miatti P-felszabadulást okozza belső foszforterhelésnek nevezzük (ebbe ma beleértjük a belső seiche okozta P tartalom növekedést az eufotikus rétegben), megkülönböztetve a külső forszforterheléstől, mely a vizeket befolyóikon vagy a légkörön át éri. Az üledék redoxi állapota és belső foszforterhelés folyamata azért jelentős, mert jellemző módon az üledék intersticiális vizének P-tartalma 5-20x-osan haladja meg a közvetlenül felette lévő vízrétegét, s nem mindegy, hogy ez a hatalmas P készlet az általában P-limitált eufotikus rétegbe juthat vagy sem.

A klasszikus modell továbbfejlesztése több úton történt. Az alapvetően Fe(II)-Fe(III)-P rendszert összekötötték a kénciklussal, tekintve, hogy a Fe^{2+} a szulfátredukció során keletkező szulfiddal oldhatatlan FeS csapadékot képez, ezért alacsony vastartalom esetén nem marad vas a P becsapdázására (Hasler és Einsele 1948). Jensen és mtsi. (1992) azt állapították meg, hogy az üledék P kibocsátása oxidált körülmények közt nem jelentős, ha annak Fe/P aránya > 15-20, és igen erős, ha < 10. Sekély tavakban az üledék hullámzás általi felkeveredése növeli a belső terhelést (Hamilton és Mitchell 1988).

A foszforciklus modern modelljei

A klasszikus foszformodell az üledék P kibocsátását elsődlegesen kémiai folyamatnak tekinti. A 20. század utolsó évtizedeiben végzett kutatások mutattak rá arra, hogy a P kibocsátást inkább biológiai, mint kémiai folyamatok határozzák meg.

Az aerob, heterotróf baktériumok a szerves anyagok lebontása során keletkező oldható reaktív foszfort (SRP = soluble reacive phosphorus) közvetlenül a vízbe adják le. A Fe(III) redukciójához az oldott oxigén hiánya nem elégséges feltétel, mert az ezt tartalmazó flokkulumokat a hozzájuk asszociált szerves anyag stabilizálja. Ezért a vasoxidáló baktériumok (ezek a Fe[III]-at a szerves anyag oxidációja során keletkező elektronok akceptorának használják) jelenléte elengedhetetlen. Ha a klasszikus modell igaz lenne, akkor az üledék Fe^{2+} és PO_4^{3-} kibocsátásának egyidejűen kéne bekövetkeznie. Ezzel szemben a kettő közt fáziseltolódás tapasztalható, s az a tény, hogy az antibiotikumokkal kezelt üledék P-kibocsátása lényegesen kisebb, mint a kezeletlené szintén a mikrobiális folyamatok fontosságára utal (Gächter és mtsi. 1988), sőt ez elő sem fordulhatna, ha a folyamatot csak fizikai vagy kémiai egyensúlyok szabályoznák.

Az üledék aerob körülmények mellett történő foszforkibocsátásában több tényező játszik szerepet, s ezek relatív fontossága térben és időben is változik.

1) A hőmérséklet gyorsítja a biológiai folyamatokat. A fotoszintézis intenzitásának növekedése pH emelkedéshez vezet, s a FeOOH flokkulumokban koprecipitált P ilyenkor OH^--ra cserélődhet, ezáltal felszabadul (Søndergaard 1989).
2) Bioturbáció: Az üledéklakó gerinctelenek szűrésükkel, anyagcseretermékeik kibocsátásával, azzal, hogy folytonosan túrják az üledéket, ezzel jelentősen befolyásolják annak kemizmusát, s a folyamat során P szabadulhat fel. A jelenség megítélése nem egyértelmű, mert az üledéklakó állatok légzése csökkenti, a bioturbáció viszont növeli az üledék oxigéntartalmát, s ezzel a P-felszabadulást meghatározó redoxi-viszonyokra ellentétes tényezők hatnak, melyek eredője térben és időben is változó.
3) Bevonatlakó szervezetek, elsősorban algák vékony, de igen aktív bevonatot képeznek az üledékfelszínen, mely a P-kibocsátás növekedéséhez és csökkenéséhez is vezethet időben változó módon.
4) A szél keltette hullámzás az üledék felső rétegét a nyíltvízbe keveri, s ezáltal a lényegesen nagyobb SRP tartalmú intersticiális víz is felszabadul. A Balaton belső foszforterhelésének ez igen lényeges összetevője, s a viharok során kiszabaduló foszfor vízvirágzásokat eredményezhet (Istvánovics és mtsi. 2004).
5) Az üledékben a baktériumok tevékenysége redukált gázokat termel, az üledék felszínén lévő algabevonat pedig oxigént. Mindkettő buborékok formájában akkumulálódhat, s amikor a légnyomás csökken e gázok a felszínre törnek. Az üledék felső rétegéből vagy felszínéről történő kibuborékolásuk a bioturbációhoz hasonló hatású lehet.

A tavak foszforkészletének csökkenésében ill. a foszfor visszatartásában alapvető szerepe van a kimosódásnak és az ülepedésnek. Ez utóbbi egyik alapfolyamata a kemény vizű (sok Ca-ot és karbonát-bikarbonátot tartalmazó, jól pufferolt vizek) tavakban a biológiai kalcitprecipitáció.

A legtöbb természetes tóban a szénsav reagál az alkáliföldfémekkel ami meglehetősen kis oldhatóságú sókat eredményez. A folyamat a karbonát-bikarbonát-széndioxid egyensúly eltolódásához vezet, aminek következtében a légköri széndioxid egyre nagyobb mértékben diffundál a vízbe. A kalciumion jelenléte különös fontossággal bír az édesvizekben a következő folyamat miatt:

$$Ca(HCO_3)_2 \leftrightarrow CaCO_3 + H_2CO_3$$

A $Ca(HCO_3)_2$ oldékonysága nagyon jó, a $CaCO_3$-é viszont igen gyenge. A fenti reakció egyensúlya megkívánja azt, hogy valamilyen kis mennyiségű szénsav ill. széndioxid mindig legyen jelen. Ha azonban ezt valamely folyamat – pl. a fotoszintézis – folyamatosan eltávolítja, akkor egyre több $CaCO_3$ keletkezik, mely csekély oldhatósága miatt kicsapódik. A folyamatot biogén mészkiválásnak nevezzük. Biológiai szempontból ennek lényege az, hogy ha a növény szabad CO_2 hiányában kénytelen is HCO_3^--ot felvenni, a fotoszintézis sötét reakciójába (a Calvin ciklusba) a szén akkor is csak CO_2 formájában képes belépni. Ez az átalakulás a karbon-anhidráz enzim jelenlétéhez kötött (s azok a növények, melyekben ez nincs meg nem is képesek szénforrásul HCO_3^--ot használni). Sztöchiometriai szempontból fontos, hogy ahhoz, hogy a növény egy CO_2-ot a Calvin-ciklusba tudjon becsatornázni, két HCO_3^--ot kell felvennie, s abból a fenti enzim katalizálása mellett előállít egy CO_2-ot és egy CO_3^{2-}-ot:

$$2HCO_3^- \leftrightarrow CO_2 + CO_3^{2-} + H_2O$$

A CO_2 belép a Calvin ciklusba, a CO_3^{2-}-ra viszont a sejtnek nincs szüksége, azt kiválasztja. Ha olyan vízbe választja ki a CO_3^{2-}-ot, mely Ca^{2+} ionokban gazdag, akkor az a

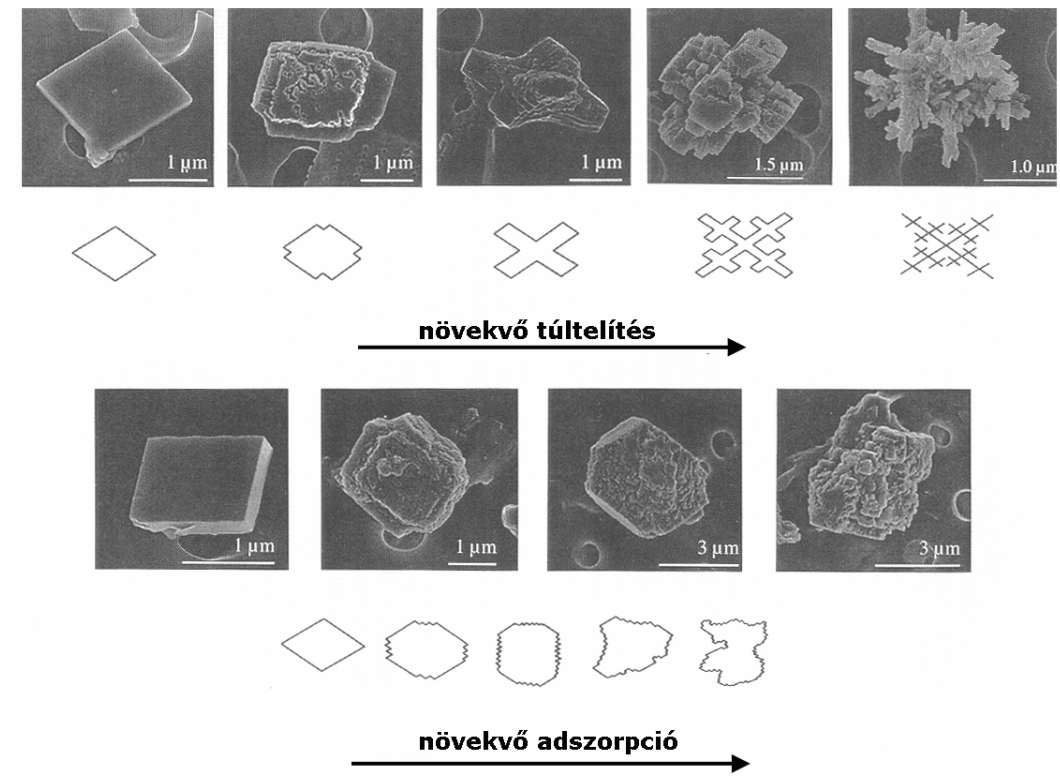
$$CO_3^{2-} + Ca^{2+} \rightarrow CaCO_3 \downarrow$$

reakció által a végtermék csapadék (mész) formájában kiválik. Ca-gazdag tavakban a növényeket emiatt borítja a vegetációs időszak előrehaladásával egyre vastagabb mészréteg. Ezt a balatoni hínáros békaszőlőn (*Potamogeton perfoliatus*) nagyon jól meg lehet figyelni. Az fitoplankton jelentős mennyiségű biogén meszet termel, mely nem az algaszervezetek felületén akkumulálódik, hanem a nyíltvízben gyorsan ülepedő biogén mészkristályok formájában jelenik meg.

Minden növény előnyben részesíti a CO_2-ot, mint szénforrást, s csak akkor használja a HCO_3^--ot, ha az előbbi elfogyott.

A biológiai mészkiválás intenzitása a fotoszintézissel arányos, s miután az intenzív fotoszintézis pH növekedéshez vezet, ez utóbbi tovább gyorsítja a kristályképződést. A növekvő kristályok a foszfort adszorbeálják, kisebb mértékben beépülhet magába a kristályba. A $CaCO_3$ kristályok növekedését gátló anyagok (pl. a magnézium és a vas) csökkentik a P koprecipitációját is. A $CaCO_3$ túltelítettségének mértékében változik a kristályok morfológiája: alacsony túltelítettségnél romboéderes kristályok keletkeznek, ha nő a túltelítettség, akkor a kristályforma komplexitása nő, dendritikus és oszlopszerű formák keletkeznek (Koschel 1990, 1997). Ez utóbbiak adszorpciós felülete nagyobb, emiatt több P megkötésére képesek (7 ábra).

A koprecipitáció jelentős mennyiségű P-t vonhat ki időlegesen vagy véglegesen az anyagforgalomból, s a mérések szerint ez a folyamat 25-35%-ban hozzájárulhat az epilitikus foszforkészlet csökkenéséhez (Kleiner 1988, Jäger és Röhrs 1990). A leülepedett kalcit kristályokban kötött P egy része a hipolimnionon való áthaladás során, az üledék felszínén vagy a legközelebbi cirkuláció során mobilizálódhat, más része azonban kötött marad. E folyamatok mértékére átlagot megállapítani nehéz lenne, mert erősen függ az egyes tavak individuális sajátságaitól.



7. ábra: Biogén kalcit kristályok a Stechlinsee-ből (Brandenburg, Németország; Padisák, 2005)

A fitoplankton tápanyagfelvétele

Az ozmotikusan aktív anyagok (pl. foszfát, kis molekulatömegű oldott szerves anyagok, mint pl. a glülóz-6-P) kémiai gradiens (potenciál) irányában mozognak, azaz mindig az alacsonyabb koncentrációjú térrész felé. Miután a sejteken belüli P koncentráció (természetes vizekben) mindig magasabb a közeg P koncentrációjánál, a P felvétele aktív transzporttal történik, mely energiaigényes folyamat. Számos tényező meghatározza azt, hogy egy-egy algafaj foszforfelvétele mennyire hatékony.

1. Féltelítési konstans (k_s): A foszforfelvétel sebességét az enzimatikából ismert Michaelis-Menten kinetikával szokás leírni (egyéb modellekre itt nem térek ki), melyet grafikusan ábrázolva az x tengelyen a külső P koncentráció az y tengelyen pedig az adott faj egy aktivitás mutatója (primer produkció, növekedési ráta) helyezkedik el. Telítési jellegű a görbe, ezért meghatározható a maximális növekedési ráta feléhez tarozó külső P koncentráció, melyet féltelítési konstansnak nevezünk. Azonos küszöbkoncentráció (lásd később) esetén a gyorsabb P felvételre képes (azaz kisebb féltelítési konstanssal rendelkező) faj ki fogja szorítani a többit. Az alacsony k_s értékkel rendelkező fajokat tekinthetjük r-statégistának, tekintve, hogy a rendelkezésre álló forrás igen gyors felhasználására képesek.

2. Küszöbkoncentráció: a sejtek a közegből aktív transzporttal veszik fel a P-t, de közben – passzív folyamatként – P-t is vesztenek akár kismolekulájú szerves („extracelluláris produkció”), akár szervetlen formában. A foszforvesztést szivárgásnak (leakage) nevezzük. Az aktív felvétel és a passzív szivárgás közt egyensúly alakul ki, mely ahhoz vezet, hogy van egy bizonyos külső P koncentráció, mely alatt nettó foszforfelvétel nincs. Ez a küszöbkoncentráció. Minél alacsonyabb egy faj küszöbkoncentrációja, annál kisebb külső P koncentráció mellett képes nettó P-felvételre, vagyis jó a forráskihasználási képessége, ebből a szempontból K-stratégista. A szivárgás mértéke lényegesen nagyobb a kékalgáknál, mint az egyéb csoportoknál, minthogy az eukarióta sejtben sokkal több, membránokkal jól elhatárolt kompartment van, emiatt inkább képesek a már egyszer felvett P sejtben tartására (Istvánovics & Herodek, 1995). A kovaalgák (elsősorban planktonikus Pennales) alacsony külső P koncentráció melletti

igen jó kompetitív képességeit azzal is magyarázzák, hogy a kovaváz adszorbensként viselkedik, emiatt a szivárgást nagymértékben csökkenti.

3. A sejtek mérete: a fitoplankton sejtek felszínükön át veszik fel a tápanyagokat, emiatt minél nagyobb a térfogatukra vonatkoztatott felületük (S/V arány), annál hatékonyabb a P felvételük. Emellett aprócska sejtben a P belső „szállítási költségei" is kisebbek.

4. Alacsony külső P koncentráció a fitoplankton fajok – különböző jelleggel és mértékben – képesek foszfatázok képzésére, melyek a sejt felszínén a környező oldat szerves, P-tartalmú molekuláiból P-t lehasítva azt a sejt számára hozzáférhetővé teszik. A foszfatázok produkcióját az alacsony külső P koncentráció indukálja, s régebben a foszfatáz aktivitást arányosnak tartották a P-limitáció mértékével. Alapvetően kétféle foszfatázt ismerünk: alkalikus és acidikus foszfatázt. Az alkalikus foszfatázok (melyek semleges vagy enyhén lúgos közegben aktívak) igen elterjedtek, az acidikus foszfatázokra (melyek a P felvételt savas közegben segítik) vonatkozóan gyérebbek az ismereteink. Egyes vizsgálatok szerint a Chrysophyta csoport csak acidikus foszfatázokkal rendelkezik, emiatt nem szaporodnak el alkalikus vizekben (melynek másik oka a karbon-anhidráz hiánya, mely miatt szabad CO_2-t igényelnek szénforrásként).

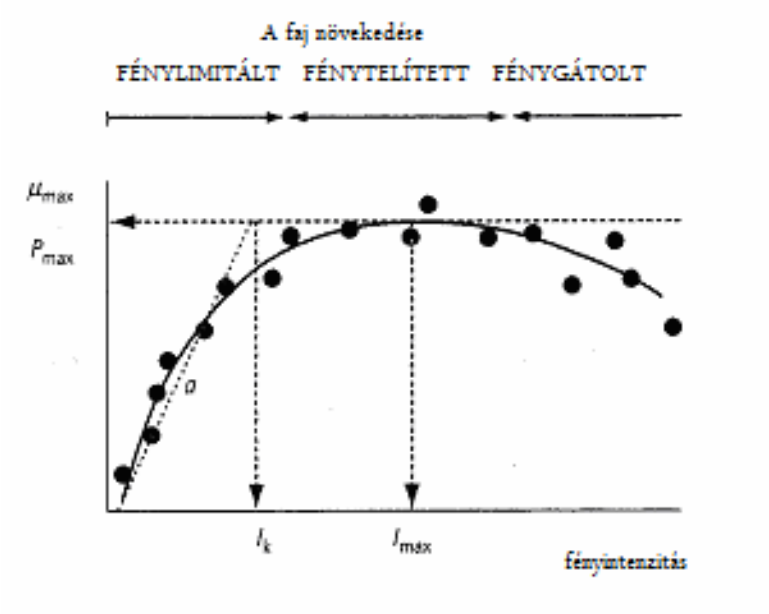
5. Luxusfogyasztás, intracelluláris foszforraktár: Számos algafaj (s kiváltképp az eutrofizáció szempontjából különösen fontos heterocitás kékalgák) képes arra, hogy olyan időszakban, amikor a külső, felvehető P koncentráció magas több P-t vegyen fel, mint amennyire metabolizmusához az adott időszakban szükség van („luxusfogyasztás"). A felvett P-t aztán ozmotikusan inaktív polifoszfátok formájában tárolja, s a későbbiekben (amikor igen alacsonyra süllyed a külső, felvehető P mennyisége) azt felhasználja. Az íly módon tárolt P további 4-6 megkettőződésre is elég lehet.

6. Mixotrófia: számos - jellemzően ostoros - algafaj képes arra, hogy fakultatív heterotróf táplálkozásra térjen át, mely ozmotrófia (oldott szerves anyagok hasznosítása) vagy fagotófia (egyéb élőlények bekebelezése) is lehet. A *Gymnodinium helveticum* ill. az *Ochromonas* fajok maguknál nagyobb sejteket (pl. diatómák) is képesek bekebelezni, de jellemzőbb a baktériumsejtek fagocitózisa. Néhány jelentős édesvízi csoport (*Dinobryon, Uroglena, Chrysosphaerella, Ochromonas*) esetén a heterotróf táplálkozás még fontosabb forrás is lehet, mint a fotoszintézis (Bird & Kalff 1986, 1987). Az *Uroglena americana* csak baktérium forráson is képes növekedni (Kimura & Ishida 1986). A *Dinobryon*-t axénikusan is lehet tenyészteni, de partikulált szerves tápanyagon is (Lehman 1976). A Lake Gilbert (Quebec, Kanada) metalimnionjából gyűjtött *Dinobryon sertularia* populáció az izotóppal jelölt baktériumokat 54 %-os (40 - 79 %) hatékonysággal szűrte ki (Bird & Kalff 1989).

7. Migrációs képesség: Az ostoros, valamint gázvakuólummal rendelkező fajok igen hatékony vertikális vándorlásra képesek (mégpedig általánosságban annál gyorsabban, minél nagyobbak) a felszíni, jellemzően tápanyag szegény, eufotikus réteg és az afotikus, de tápanyagban gazdagabb rétegek között. Ez lehetővé teszi a fotoszintézis és a P-felvétel szétkapcsolását: a P-t a mélyebb rétegekben veszik fel, míg fotoszintézisük a fényellátott rétegben történik. A dinoflagelláták valamint a kékalgák sikerességének egyik fő összetevője ez a stratégia.

A fitoplankton fényhasznosítása és a maximális denzitás (klorofill-a)

A fitoplankton fajok fényhasznosíását un. PI görbékkel tudjuk leírni, melyek megmutatják, hogy az egyes fajok fotoszintézise milyen külső PAR (fotoszintetikusan aktív radiáció) mellett telítődik (8. ábra). Az összefüggésből számítható fontos érték az un. fotoadaptációs paraméter (I_k), mely megmutatja, hogy az adott faj mennyire árnyékadaptált (vagy fényigényes). Minél alacsonyabb egy faj I_k értéke, annál hamarabb telítődik fotoszintézise akár alacsony fényintenzitáson is (árnyékadaptált). A vízalatti fényviszonyok egyik meghatározó komponense, hogy a vízoszlopban mekkora fitoplankton mennyiség található (önárnyékolás). A tápanyagok korlátlan rendelkezésre állása esetén előbb-utóbb ugyanis a fény válik a növekedést limitáló forrássá.



8. ábra: A fényintenzitás hatása a maximális fotoszintetikus rátára (P_{max}) vagy növekedési rátára (μ_{max}). I_k: fotoadaptációs paraméter

Önárnyékolás miatt beálló fénylimitáció beállása esetén rendkívül fontos, hogy milyen a domináns faj fényigénye, ugyanis annál magasabb denzitás esetén következik ez be, minél alacsonyabb a fotoadaptációs paramétere. Ez az oka pl. annak, hogy a Balatonban azokban az években (1982, 1992, 1994), amikor a *Cylindrospermopsis raciborskii* tömegprodukciókat okozott sokkal nagyobb alga biomassza ill. klorofill-a tartalom volt tapasztalható, mint a környező években. Hasolnóan alacsony I_k paraméterrel rendelkezik a *Planktothrix agardhii*, mely jó N ellátottságú vizekben képes hasonló denzitások elérésére. A 4. táblázatban néhány faj jellemző fényhasznosítási adatát találjuk.

Faj/társulás	**eredet**	**hőmérséklet °C**	**I_k [μE m^{-2} s^{-1}]**	**I_{max} [μmol m^{-2} s^{-1}]**	**k_{max} d^{-1}, ln egység**	**P_{max}**	**Irodalom**
ÉDESVÍZI FITOPLANKTON							
Synechococcus BGS-171	C	28-30	52	150-200	2,27	-	Mastala et al. (1996)
picoplankton fraction	C	-	7*	20**	-	-	Petersen (1991)
Microcystis aeruginosa	C	15-30	47-103	-	-	-	Nicklisch et al. (1983)
	C	-	-	550	-	-	Visser (1989)
	C	-	73-119	-	0,12-0,36	-	Kromkamp et al. (1989)
Anabaena cylindrica	C	32	50	100	0,7	-	Dauta (1982)
A. circinalis	C	20	198-317	-	-	-	Foy & Gibson (1982a)
A. flos-aquae	C	20	131-190	-	-	-	Foy & Gibson (1982a)
A. solitaria	C	20	160-211	-	-	-	Foy & Gibson (1982a)
	C	20	65-80	-	1,1	-	Schlangstedt et al. (1987)
A. spiroides	C	20	157-269	-	-	-	Foy & Gibson (1982a)
A. variabilis	C	10	70	-	-	-	Collins & Boylen (1982)
	C	20	150	-	-	-	Collins & Boylen (1982)
	C	30	360	-	-	-	Collins & Boylen (1982)
	C	40	570	-	-	-	Collins & Boylen (1982)
Aphanizomenon flos-aquae	C	20	162-231	-	-	-	Collins & Boylen (1982)
	C	20	46	-	-	-	Zevenboom & Mur (1980)
Cylindrospermopsis raciborskii	C	-	20	121	0,95	-	Vörös (1995)

C. raciborskii 90 % dominance	C	-	30-60*	70-240*	-	-	Dokulil & Mayer (1996)
Planktothrix. agardhii	C	-	20	>180	0,4	-	van Liere & Mur (1980)
	C	28	20	>180	0,56	-	van Liere & Mur (1980)
	C	20	10	185	0,44	-	Zevenboom & Mur (1980)
	C	20	47-214	-	-	-	Foy & Gibson (1982a)
P. rubescens	C	-	10	130	-	-	Mur & Bejsdorf (1978)
	C	-	-	180*	-	-	Konopka (1982)
	C	20	90-173	-	-	-	Foy & Gibson (1982a)
"Oscillatoria" limnetica	C	-	73-90	-	-	-	Rijkeboer et al. (1992)
	C	20	95-168	-	-	-	Foy & Gibson (1982a)
Limnothrix redekei	C	8	80	-	0,49	-	Nicklisch et al. (1981)
	C	12	67	-	0,74	-	Nicklisch et al. (1981)
	C	17	50	-	0,83	-	Nicklisch et al. (1981)
	C	21	55	-	1,13	-	Nicklisch et al. (1981)
	C	24	102	-	2,05	-	Nicklisch et al. (1981)
	C	20	78-139	-	-	-	Foy & Gibson (1982b)
Prochlorothrix hollandica	C	-	80-140	-	-	-	Rijkeboer et al. (1992)
Chlorella vulgaris	C	-	98	300	-	-	Grobbelaar (1994)
Chlorella sp.	C	18	200	350	-	-	Flik (1985)
Dunaliella salina	C	-	-	220	-	-	Peng et al. (1994)
	C	-	73	345	-	-	Grobbelaar (1994)
Scenedesmus protuberan	C	20	28	154	0,5	-	Zevenboom & Mur (1980)
Scenedesmus crassus	C	30	85	270	1,6	-	Dauta (1982)
Coelastrum microporum	C	32	85	270	1,7	-	Dauta (1982)
Dyctyosphaerium pulchellum	C	32	280	430	1,65	-	Dauta (1982)
Scenedesmus quadricauda	C	32	210	300	1,65	-	Dauta (1982)
Sc. obliguus	C	-	185-510	-	-	-	Kirk (1983)
Pediastrum boryanum	C	32	100	260	1,2	-	Dauta (1982)
Monoraphidium minutum	C	35	200	380	1,9	-	Dauta (1982)
Closterium acutum var. variabile	C	20	80-150	-	-	-	Coesel (1993)
Staurastrum chaetoceras	C	20	20	70	0,5	-	Coesel & Wardenaar (1994)
Cosmarium abbreviatum	C	20	30	70	0,35	-	Coesel & Wardenaar (1994)
Fragilaria bidens	C	20	125	285	1,1	-	Coesel & Wardenaar (1994)
Thalassiosira fluviatilis	C	-	70	-	1,1	-	Laws & Bannister (1980)
Skeletonema costatum	C	20	90	-	-	-	Kirk (1983)
	C	7	34	-	-	-	Kirk (1983)
	C	2	16	-	-	-	Kirk (1983)
Stephanodiscus minutulus	C	20	8-18	-	0,4-1,2	-	Kohl & Geisdorf (1991)
Nitzschia acicularis	C	20	10-32	-	0,32-1,67	-	Kohl & Geisdorf (1991)
Nitzschia palea	C	-	37-61	300	-	-	Kirk (1983)
Glenodinium sp.	C	-	65-130	-	-	-	Kirk (1983)
Peridinium gatunense	C	20	50-200	-	0,11	-	Berman & Dubinsky (1985)
	C	20	130	2000	-	-	Lindstrom (1984)
Ceratium hirundinella	C	-	140*	-	-	-	Harris et al. (1979)
Chroomonas sp.	C	-	60-80	-	-	-	Humphrey (1979)
EGYÉB ÉDESVÍZI FOTOSZINTETIKUS SZERVEZETEK							
purple bacteria	C	-	25-70	-	-	-	Pfennig (1978)
Periphyton							
spring	C	-	250	-	-	-	Meulemans & Heinis (1983)
autumn	C	-	100-200	-	-	-	Meulemans & Heinis (1983)

Periphyton colonizing Phragmites australis	nc	11,2±0,4	313	180	-	-	Müller (2000)
Chilocyphus rivularis	C	13	25	70	-	-	Farmer et al. (1988)
TAVI PERIFITON							
summer	nc		46-168	1000	-	0,047-1,371 µmol O2 µg chl-a^{-1}h^{-1}	Liboriussen and Jeppesen (2006)
autumn	nc		37-188	1000	-	0,014-0,843 µmol O2 µg chl-a^{-1}h^{-1}	Liboriussen and Jeppesen (2006)
Tribonema fonticolum	C	26	-	1500	-	1,064±0,097 mmol O_2 g chl-a^{-1}h^{-1}	Machová et al. (2008)
Tribonema monochloron	C	20	-	1500	-	0,853±0,026 mmol O_2 g chl-a^{-1}h^{-1}	Machová et al. (2008)
	C	14	-	1500	-	1,136±0,102 mmol O_2 g chl-a^{-1}h^{-1}	Machová et al. (2008)
	C	3	-	1500	-	1,24±0,123 mmol O_2 g chl-a^{-1}h^{-1}	Machová et al. (2008)
Euglena proxima	nc	-	-	-	-	21-23 pg C cell^{-1}h^{-1}	Kingston (1999)
	nc	-	-	-	-	20 pg C cell^{-1}h^{-1}	Kingston (1999)
	nc	-	-	-	-	30 pg C cell^{-1}h^{-1}	Kingston (1999)
PATAK FITOBENTOSZ							
Light acclimated	nc	-	6,9±2,0 % PAR	42,7 mol m^{-2}d^{-1}	-	0,48±0,08 mg O_2 µg chl-a^{-1}h^{-1}	Rier et al. (2006)
unacclimated	nc	-	6,7±1,1 % PAR	42,7 mol m^{-2}d^{-1}	-	0,47±0,05 mg O_2 µg chl-a^{-1}h^{-1}	Rier et al. (2006)
High attenuation/high photoinhibition	nc	1,5	72-135	-	-	6,84-7,17 mg C g C^{-1}h^{-1}	Dodds et al. (1999)
Low attenuation	Nc	1,5	72-333	-	-	0,28-7,15 mg C g C^{-1}h^{-1}	Dodds et al. (1999)
Low attenuation/low photoinhibition	Nc	1,5	95-243	-	-	9,16-9,45 mg C g C^{-1}h^{-1}	Dodds et al. (1999)
Increasing α	nc	1,5	900-980	-	-	0,0122-0,351 mg C g C^{-1}h^{-1}	Dodds et al. (1999)
Ulothrix community	nc	2	720	-	-	0,2032 mmol O_2m^{-2}min^{-1}	Dodds et al. (1999)
Cyanobacterial unicells	nc	2	350	-	-	0,3214 mmol O_2m^{-2}min^{-1}	Dodds et al. (1999)
Phormidium/Vaucheria	nc	2	508	-	-	1,1199 mmol O_2m^{-2}min^{-1}	Dodds et al. (1999)
headwater periphyton	nc	-	-	420	-	4,7-5 420 µmol O_2 L^{-1}s^{-1}	Flipo et al. (2007)
stream periphyton dense canopy (dominated by *Eunotia pectinalis*)	nc	19	148-207	1100	-	0,93-1,58 µg C µg chl-a^{-1}h^{-1}	Hill and Boston (1991)
stream periphyton moderate canopy (dominated by *Eunotia pectinalis*)	nc	19	127-196	1100	-	0,55-1,56 µg C µg chl-a^{-1}h^{-1}	Hill and Boston (1991)
stream periphyton no canopy (dominated by *Eunotia pectinalis*)	nc	19	215-292	1100	-	1,42-2,86 µg C µg chl-a^{-1}h^{-1}	Hill and Boston (1991)
periphyton on tiles or rock	nc	3	98-332	1100	-	0,26-1,4 1,42-2,86 µg C µg chl-a^{-1}h^{-1}	Boston and Hill (1991)
epilithon from an acidic stream	nc	17	200	500	-	-	Baffico et al. (2004)

epilithon from an acidic stream *Gloeochrysis* sp.	c	17	150	<220	-	110 µmol O_2 mg chl-a^{-1}h^{-1}	Baffico et al. (2004)
benthic microalgae colonization, initial stage	nc	8-11	214 245	200	-	58 µmol m^{-2}s^{-1} 66 µmol m^{-2}s^{-1}	Roberts et al. (2004)
benthic microalgae colonization, final stage	nc	9-11	136 340	200	-	36 µmol m^{-2}s^{-1} 59 µmol m^{-2}s^{-1}	Roberts et al. (2004)
Intertidal mudflat, microphytobenthos	nc	2,8-35,5	102-310	-	-	6,69-126,79 mg C m^{-2}h^{-1}	Migné et al. (2004)
bare intertidal mudflat	nc	20-25	834±75 µE m^{-2}s^{-1}	1600 µE m^{-2}s^{-1}	-	214±9 µmol O_2 mg chl-a^{-1}h^{-1}	Pinckney and Zingmark (1993)
from short Spartina zone	nc	20-25	7000±77 µE m^{-2}s^{-1}	1600 µE m^{-2}s^{-1}	-	152±1 µmol O_2 mg chl-a^{-1}h^{-1}	Pinckney and Zingmark (1993)
from tall Spartina zone	nc	20-25	579±77 µE m^{-2}s^{-1}	1600 µE m^{-2}s^{-1}	-	90±6 µmol O_2 mg chl-a^{-1}h^{-1}	Pinckney and Zingmark (1993)
NEM ÁRAPÁLY ZÓNÁBAN ÉLŐ TENGERI BENTIKUS ALGÁK							
deep water sediment	nc	-	(12,2±1,3)–(159,8±48,4)	850	-	(1,283±0,112)–(24,145±0,868) mg O_2 mg chl-a^{-1}h^{-1}	Light and Beardall (2001)
shallow water sediment	nc	-	(14,2±0,3)–(320,9±42,2)	850	-	(2,487±0,094)–(17,573±0,326) mg O_2 mg chl-a^{-1}h^{-1}	Light and Beardall (2001)
Nitzschia thermalis acclimated to white PFR	c	22	21,2±2,3	1600	-	3,58±0,06 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
Nitzschia thermalis acclimated to blue PFR	c	22	14,4±1,0	1600	-	1,42±0,01 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
N. laevis st. 1 acclimated to white PFR	c	22	15,1±2,5	1600	-	0,53±0,01 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
N. laevis st. 1 acclimated to blue PFR	c	22	11,5±1,4	1600	-	0,44±0,01 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
N. laevis st. 2 acclimated to white PFR	c	22	29,2±3,7	1600	-	0,22±0,01 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
N. laevis st. 2 acclimated to blue PFR	c	22	25,2±2,7	1600	-	0,62±0,01 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
N. laevis st. 3 acclimated to white PFR	c	22	43,0±9,9	1600	-	1,55±0,07 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
N. laevis st. 3 acclimated to blue PFR	c	22	18,7±2,8	1600	-	0,23±0,01 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
Navicula incerta acclimated to white PFR	c	22	36,3±5,3	1600	-	1,50±0,04 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
Navicula incerta acclimated to blue PFR	c	22	10,2±1,1	1600	-	1,34±0,02 µmol O_2 mg chl-a^{-1}min^{-1}	Mercado et al. (2004)
TENGERMELLÉKI FITOPLANKTON							
Used model: Steele (1962)	nc	-	200 µE m^{-2}s^{-1}	1280 µE m^{-2}s^{-1}		14,2 mgC mg chl-a^{-1}h^{-1}	Macedo et al. (1998)
Used model: Platt et al. (1980)	nc	-	108 µE m^{-2}s^{-1}	1280 µE m^{-2}s^{-1}		12,72 mgC mg chl-a^{-1}h^{-1}	Macedo et al. (1998)
Used model: Eilers and Peeters (1988)	Nc	-	103 µE m^{-2}s^{-1}	1280 µE m^{-2}s^{-1}		12,89 mgC mg chl-a^{-1}h^{-1}	Macedo et al. (1998)
Incubation period (min) 0-15	Nc	-	140 µE m^{-2}s^{-1}	1445 µE m^{-2}s^{-1}		36,3 mgC mg chl-a^{-1}h^{-1}	Macedo et al. (1998)
Incubation period (min) 15-45	Nc	-	336 µE m^{-2}s^{-1}	1445 µE m^{-2}s^{-1}		18,7 mgC mg chl-a^{-1}h^{-1}	Macedo et al. (1998)

Incubation period (min) 45-90	nc	-	474 µE $m^{-2}s^{-1}$	1445 µE $m^{-2}s^{-1}$		13,8 mgC mg chl-$a^{-1}h^{-1}$	Macedo et al. (1998)
Incubation period (min) 90-180	nc	-	316 µE $m^{-2}s^{-1}$	1445 µE $m^{-2}s^{-1}$		9,65 mgC mg chl-$a^{-1}h^{-1}$	Macedo et al. (1998)
TENGERI FITOPLANKTON							
Oscillatoria thiebautii	C	-	500	650	-	-	Li et al. (1980)
Synechococcus sp.	C	-	44*	144*	-	-	Platt et al. (1983)
Grateloupia filicina salinity 0 ‰	c	23±0,5	0,5	124	-	15,3 µmol O_2 g $fw^{-1}h^{-1}$	Wong and Chang (2000)
Grateloupia filicina salinity 10 ‰	c	23±0,5	7,9	124	-	89 µmol O_2 g $fw^{-1}h^{-1}$	Wong and Chang (2000)
Grateloupia filicina salinity 20 ‰	c	23±0,5	16,3	124	-	109,2 µmol O_2 g $fw^{-1}h^{-1}$	Wong and Chang (2000)
Grateloupia filicina salinity 30 ‰	c	23±0,5	10,6	124	-	55,1 µmol O_2 g $fw^{-1}h^{-1}$	Wong and Chang (2000)
Grateloupia filicina salinity 40 ‰	c	23±0,5	23,0	124	-	63,3 µmol O_2 g $fw^{-1}h^{-1}$	Wong and Chang (2000)
Haslea ostrearia	C	15	168	1500	-	226,9 µmol O_2 mg chl-$a^{-1}h^{-1}$	Morant-Manceau et al. (2007)
Navicula phyllepta	C	15	150	1500	-	190 µmol O_2 mg chl-$a^{-1}h^{-1}$	Morant-Manceau et al. (2007)
Entomoneis paludosa	C	15	167	1500	-	229,9 µmol O_2 mg chl-$a^{-1}h^{-1}$	Morant-Manceau et al. (2007)
Amphora coffeaeformis	C	15	43,3	1500	-	87,2 µmol O_2 mg chl-$a^{-1}h^{-1}$	Morant-Manceau et al. (2007)
ÁRAPÁLY ZÓNÁBAN ÉLŐ TENGERI FITOBENTOSZ							
July	nc	-	310	-	-	122,8 mgC $m^{-2}h^{-1}$	Davoult et al. (2004)
February	nc	-	102	-	-	-	Davoult et al. (2004)
November	nc	-	-	-	-	1,1 mgC $m^{-2}h^{-1}$	Davoult et al. (2004)
March	nc	-	-	-	-	130,5 mgC $m^{-2}h^{-1}$	Davoult et al. (2004)
May	nc	-	-	-	-	27,2 mgC $m^{-2}h^{-1}$	Davoult et al. (2004)

4. táblázat: A PI görbe karakterisztikus értékei néhány, növekvő populáció esetén. C: az adatot algatenyészetben mérték; nc: az adatot nem algatenyészetben mérték

A fenti táblázat adatainak áttekintése megmutatja, hogy erős árnyékadaptáltság jellemzi a mélyrétegű maximumokban élő fajokat (pl. *Planktothrix rubescens*) és azokat, melyek igen nagy tömegprodukciókat szoktak okozni, mint a főleg tavasszal nagy tömegben előforduló kovaalgák (*Synedra, Nitzschia*) ill. a nyár végi kékalgák (*Cylindrospermopsis*, planktonikus Oscillatoriales).

Ehelyütt érdemes tisztázni a vízvirágzás fogalmát. A magyar szakirodalom sokáig csak a felszínen kialakuló algatömeget illette e vízvirágzás szóval, az egyéb, nagy algatömeg meglétét konstatáló helyzeteket „tömegprodukció”-nak nevezte. Utóbbi fogalom használata azért helytelen, mert a produkció ráta jellegű, azaz dimenziója [tömeg * felszín^{-1} vagy térfogat^{-1} * idő$^{-1}$]. Amiről pedig beszélünk, az csak [tömeg * felszín^{-1} vagy térfogat^{-1}], azaz tömegproduktum, melyet akkumuláció, pl. a veszteséget okozó folyamatok, mint a predáció, hiánya vagy csökkent volta éppúgy előidézhet, mint a ténylegesen azt megelőző igen nagy produkció. Később ezt a fogalompárost a „felszíni” ill. „szuszpendált” vízvirágzás fogalmak váltották. Ez utóbbival az a gond, hogy csak magas trofitási szintekre értelmezték. A modern ökológia álláspontja szerint a vízvirágzás populációdinamikai fogalom: azokra az esetekre alkalmazzuk, amikor egy faj határozott, szezonális csúcs formájában jelenik meg, azaz populációmaximumának kifejlődése gyors és gyorsan le is cseng. Ilyen értelemben a fogalom a kialakuló abszolút biomassza tömegtől is független. Vízvirágzás felléphet ezek szerint alacsony trofitású tavakban is. Mindemellett gyakorlati szempontból nem haszontalan (és nem is hibás) a felszíni ill. szuszpendált jelzők használata, hisz pl. fürdőzésre használt vizekben az egészségügyi kockázat miatt igencsak nem mindegy, hogy a meglévő algatömeg az egész víztestben egyenletesen helyezkedik el, vagy a felszínen. A Balatonban a *Cylindrospermopsis raciborskii* szuszpendált vízvirágzásaira 60 mg l^{-1} körüli biomassza értékek voltak jellemzőek. Ha ugyanebben a 3 m mély a víztestben pl. az *Aphanizomenon flos-aquae* 2 mg l^{-1}

(szuszpendált) tömegben van jelen, s ez hirtelen a felszínre emelkedik (ahol a humán expozíció a legnagyobb), akkor ott helyileg ugyancsak 60 mg l^{-1} körüli biomassza értékeket mérhetünk. A két esethez 30x-os különbséget mutató pl. összfoszfor értékek tartoznak.

Mit várunk a fitoplanktontól, mint ökológiai állapotot indikáló csoporttól a Víz Keretirányelv kontextusában?

A VKI-val kapcsolatok implementációs munkák tán legfontosabb félreértése a „vízminőség" és az „ökológiai állapot" kifejezések szinonimizálása, holott utóbbi más is, több is.

Hagyományosan a fitoplanktont, s főképp annak mennyiségét vízminőség indikációjára alkalmazta a monitorozási gyakorlat, s magát a vízminőséget trofitási ill. szaprobitási határértékek szerint állapította meg. Összes P tartalom alapján hazai háborítatlan szikes tavaink „gyalázatos" állapotban vannak, s ha a szaprobitást a makrogerinctelenek alapján állapítjuk meg, akkor számos, szentély jellegű holtágunk is. Komplexen kell tehát értelmezni a feladatot, s ezen belül a fitoplankton indikátorként való használatát, s a bevezetendő rendszernek alkalmasnak kell lennie arra, hogy a trofitás változásán kívül mérni tudja az ehhez nem kapcsolható ökológiai degradációs folyamatokat is. Pl. egy holtág jellemző fitoplankton együttese pusztán a galériaerdők kivágása miatt is súlyosan sérülhet, nem szükséges ennek P terheléssel párosulnia.

A fitoplanktonhoz kapcsolható indikátorok

A fitoplankton egyes fajainak vízminőség indikációs célra való felhasználására számos próbálkozás történt. Ezek szinte kivétel nélkül a trofitás és szaprobitás megítélését és nem az „általános tóállapot" becslését célozták.

Faji szintű indikáció

Tán a faji szintű, szaprobiológiai indikátorértéket használták eddig világszerte a legszéleskörűbben vízminőség becslésre. A módszer magyar nyelvű leírása valamint az indikátorlisták Gulyás (1998) könyvében megtalálthatók. Trofitási indikátorok fellelhetők a következő munkákban: Thunmark (1945), Nygaard (1949), Järnefelt (1952), Teiling (1955), Heinonen (1980), Rosén (1981), Kümmerlin (1990), Lepistö & Rosenström (1998), Lepistö (1999).

A fajszintű indikáció bevezetésére egyetlen országban sem került sor annak ellenére, hogy sok próbálkozás történt ebben az irányban. Magyarországon a KVVM által működtetett mérőhálózatban rutin jelleggel számolták a szaprobitási indexeket, ezeknek a korlátozott használhatóságát magát a munkát végző algológusok évtizedek óta ismerik. A VKI alapján történő minősítésre a szaprobitási indexértékek alkalmatlanok (mert gyakorlatilag hazai vízterek jórésze, az év jelentős részében a béta-mezoszapróbkategóriába esik).

A faji szintű indikációról mindazonáltal a VKI kapcsán nem kell lemondanunk. Bizonyos fajok (pl. *Cylindrospermopsis raciborskii, Ceratium hirundinella*) jelenléte vagy hiánya erősen segíti az egyes vízterek tipizálását. Szikes tavak esetén fontos planktonikus indikátorfaj lehet a *Chaetoceros muelleri* (Padisák és Dokulil, 1994), s még számos ilyen fajt lehet feltárni, a Balaton esetén pl. a *Diplopsalis (Entzia) acuta* jelenléte kiváló állapotot jelent. Az indikátorfajokkal kapcsolatos legfőbb gond az, hogy sok esetben igen kis mennyiségben találhatók meg ezért frekvencia-értékeik csak igen nagy bizonytalansággal állapíthatók meg. Az indikátorfajok esetén mindig tekintettel kell lennünk arra, hogy minek az indikációját várjuk el az adott fajtól. Leggyakrabban trofitásindikáció a cél, de más is lehet. E területen új korszakot nyithat, hogy elkészült (Németh, 2005) s feltehetően bővüli fog az algafajok „vörös listája". Ennek a VKI céljaira való felhasználását támogatja az a körülmény, hogy a modern

természetvédelmi biológia és a vízminőségvédelem új szemlélete összehangolhatók, mert alaptudományi bázisuk nem különbözik jelentős módon (Padisák és mtsi., 2006a).

Faji szintű adatokon nyugvó trofitási indexek

Már az első indikátorlisták megjelenésekor történtek kísérletek arra, hogy a faji adatokat csoportadatokká alakítva azokból valamiféle egyszerű index segítségével állapítsák meg az indikandum állapotát. Ilyenek a Chlorococcales/Desmidiales index (Thunmark, 1945), a Mixophyta-index, a Chlorophyta-index, a Diatoma-index, az Euglena-index, a vegyes index (Nygaard, 1949), az E/O és az EV/OV index (Järnefelt, 1952), az A/C index. Az előbbieknél lényegesen komplikáltabb a Hörnström (1981) átal kidolgozott trofitás-index ill. annak Tremel (1996) által módosított változata. Szintén mennyiségi adatokon alapul Brettum (1989) trofitás-szint indexe, a BRB-index (Schönfelder, 1997).

A különböző irodalmakban leggyakrabban az alábbi indexek szerepelnek.

Chlorococcales index (Thunmark 1945) $\frac{\text{Chlorococcales}}{\text{Desmidiales}}$

Összetett index (Nygaard 1949) $\frac{\text{Cyanobacteria+ Chlorococcales+Centrales+Euglenophyta}}{\text{Desmidiales}}$

Diatóma index (Nygaard 1949) $\frac{\text{Centrales}}{\text{Pennales}}$

Cyanophyta index (Nygaard 1949) $\frac{\text{Cyanophyta}}{\text{Desmidiales}}$

Euglena index (Nygaard 1949) $\frac{\text{Euglenophyta}}{\text{Cyanophyta+Chlorococcales}}$

Az északi tavakra kidolgozott indexek valódi taxonómiai indexek, melyekben a mintában előforduló taxonok száma, s nem pedig azok mennyisége szerepel. Arra, hogy ezeket az indexeket miként lehet értelmezni a trofitás becslésekor Höhne és Klose (1966) tett kísérletet.

	Cyanophyta	Chlorococcales	Diatoma	Euglena	Összetett
Oligotróf	0,1-0,3	1	0-0,2	0-0,1	1
Eutróf	0,3-3	1-1,25	0,2-3	0,1-0,4	1-5
Politróf	0,5-5	2,5-3,1	0,4-6	0,4-0,5	5-20

Ezeket az indexeket több kritika is érte (Rawson 1956), Nygaard (1955). Ez utóbbi szerző maga sem találta alkalmazhatónak indexeit kanadai tavakra. Az utóbbi évtizedek kutatásai igazolták, hogy a korábban oligotrofikus indikátoroknak vélt Desmidialesek, a rend szintjén semmiképpen sem tekinthetőek azoknak. Számos fajuk kifejezetten kedveli az eutróf vizeket. Ugyanez mondható el pl. a Diatoma index kapcsán is, ahol a nevezőben szereplő Pennalesek nem tekinthetők oligotrofikus indikátoroknak, miként a Centralesek sem eutrofikusaknak.

Jarnefelt (1952, 1956), Teiling (1955), vagy Palmer (1969), Heinonen (1980) Rosén (1981) rendszere már faj alapúnak tekinthető. Ezek esetén is az a probléma jelentkezik, hogy a kalkulált indexek csak arra a tópopulációra működnek, melyekre az indexeket kifejlesztették.

Ezen indexekkel kapcsolatban továbbá meg kell jegyezni, hogy csak akkor használhatóak (ha egyáltalán), ha a fő változó ténylegesen a trofitás, egyéb esetben nem, vagy ritkán (pl. ha a Kis-Balatonból extrém DOC terhelés éri a tavat, az a fitoplankton szintjén jelentős változásokhoz vezet, de trofitás szintjén nem feltétlenül megfogható). Ugyancsak problémát jelent, hogy a fenti indexek többségét olyan célból dolgozták ki, hogy az, az adott vizet az oligotróf – mezotróf - eutróf tartományban

képesek legyenek elhelyezni. Az összes foszfortartalom alapján hipertróf, ám erősen fénylimitált hazai vizek minősítésére (pl. szikesek) ezek az indexek teljesen alkalmatlanok.

A fitoplankton szezonális szukcessziójának jellegén alapuló becslések

Reynolds (1984), Rott (1984) és Sommer és mtsi. (1986) munkáiban találhatók utalások arra vonatkozóan, hogy a fitoplankton biomassza éves alakulása trofitásjelző lehet: oligotróf tavakban tavaszi maximum alakul ki, mezo-eutróf tavakban tavaszi és nyári (bimodális mintázat), erősen eutróf ill. hipertróf tavakban pedig nyárvégi. A koncepció tudományosan megalapozott, de a VKI keretében történő bevezetése költséghatékonysági okokból (évente sok mintát kell venni) nem javasolható, emellett bizonyos tótípusokra nem (pl. ahol nincs nagyobb kiterjedésű nyíltvízi régió a „nyári klimaxális állapotban") alkalmazható.

Fitoplankton asszociációk

Kiindulva abból a sok tanulmánnyal alátámasztott hipotézisből, hogy a fitoplankton szukcessziója alaptermészetet tekintve autogén és fázisos (Sommer, 1991; Padisák, 1998), egy további lehetőség nyílik a tavak állapotának becslésére: a fitoplankton asszociációk alapján történő minősítés[1]. A Reynolds és mtsi. (2002) kidolgozott rendszer hasonló a Braun-Blanquet (1951) rendszerhez de különbözik is attól annyiban, hogy sokszor csak genus szinten írja le az asszociációkat, de emellett elemzi azokat a környezeti háttérmintázatokat, melyek egy-egy asszociáció kialakulásához vezetnek. Alapkutatási szinten egyre több a tapasztalat az asszociációk alkalmazására, melyek összefoglalását Padisák és mtsi. (2009) munkájában találjuk meg. A hazai állóvizekre kidolgozott Q_k index (Padisák és mtsi., 2006b) és részben a folyóvizek Q_R indexe (Borics és mtsi., 2007) is a Reynolds és mtsi. (2002) által kidolgozott elméleti meggondolásokon nyugszik.

A fitoplankton biomasszából becsült vagy klorofill-a tartalmon alapuló trofitási skálák

A jelenlegi nemzetközi szabványok a fitoplanktonból származtatható adatok (összbiomassza, klorofill-a tartalom, részben az összes P tartalom) alapján számos trofitási skálát használnak. Az un. biológiai vízminősítés gyakran kizárólag ezeken alapul. A VKI épp e gyakorlat elkerülése végett ajánlja a sokkal érzékenyebb és típus-specifikus módszerek és rendszerek használatát. A helyzet szakirodalmi szinten való áttekintésének érdekében említem, hogy ilyen jellegű skálákat a következő helyeken találunk: Sakamoto (1966), Vollenweider (1968), OECD (1982), Likens (1975), Rosén (1981), Rott (1984), Brettum (1989), Salas és Martinho (1991), Willén (2000) Padisák (2003b). Egyéb változókat (átlátszóság, TP, makrofiton borítottság, stb.) is figyelembe vesz, s bizonyos mértékig a VKI irányelveinek megfelelő minősítést tesz lehetővé a Trophic State Index, TSI (Osgood, 1982), valamint a Forsberg és Ryding (1980) által kidolgozott rendszer, Heinonen (1980) klasszifikációja, a TGL 27885/01 (1982) ajánlás/szabvány, Heinonen és Herve (1987) skálája (ebben egyébként pontosan az 5 minőségi osztály jelenik meg), és a LAWA (1998) által megfogalmazott irányelv.

Ide sorolható a Mischke és mtsi. (2002) által kidolgozott rendszer, mely a VKI szempontjai szerint készült az Északnémet síkság ökorégióra. A példa mutatja, hogy e rendszer a különféle tótípusokra figyelemmel állapította meg a határértékeket: pl. a 12-es típus „jó" vízminőségi osztályának határai (alga biomassza 3-9 $\mu g\ l^{-1}$) egybeesnek a 13-as típus „rossz" (alga biomassza > 8 $\mu g\ l^{-1}$) kategóriájával.

[1] A történeti hűség végett meg kell jegyezni, hogy Pankin (1941, 1945) a múlt század közepén számos „-etum" végződéssel ellátott alga asszociációt írt le. A klasszikus alga-fitocönológiai kutatások kiváló összefoglalóját Symoens és mtsi. (1988) munkájában találjuk. E vonal továbbvitele lelhető fel Täuscher (1998) mnkájában, aki a klasszikusan értelmezett algatársulásokat a Víz Keretirányelvben történő indikációs felhasználásra is javasolta (Täuscher, 2005). Felvetése feltehetően nyelvi korlátok és a modern társulásökológiai koncepciók figyelmen kívül hagyása miatt nem érte el a tudományos ingerküszöböt.

Társulásjellemzők

A fitoplankton társulást mindenképp jellemzi annak fajszáma, de e változó megítélésekor azonban óvatosan kell eljárni. A német hatósági laboratóriumoktól ill. egyéb, monitorozással foglalkozó intézményektől összegyűjtött, 38 különböző feldolgozó személy által analizált összesen 4237 vízminta fajszámának elemzése azt mutatta meg, hogy a fajszám se a tótípussal, se a trofitási állapottal, se ökorégióval nem korrelált, hanem kizárólag attól függött, hogy az adott vízmintával foglalkozó személy mennyire alaposan végezte munkáját (Mischke és mtsi., 2002), illetve milyen szintű volt a fajismerete. A VKI szempontjai szerint és éppen a fajszámok elemzése által jutottak arra a következetésre, hogy a taxonómiai feldolgozás szintjét általánosan emelni kell, nevezetesen: ha évi 6 vizsgálat esetén – 4 a vegetációs periódusban, 2 azon kívül – az összes fajszám < 20 és a mintánkénti fajszám < 10, akkor valószínűleg a feldolgozás igen elnagyolt, vagy a mintánként megszámolt egyedek száma nem elegendő. A német felmérésben átlagként kapott 18 faj/minta alacsonynak mondható; a Balatonban egy fitoplankton mintában talált fajok száma jellemzően a 20-55 tartományban mozog. További fontos jellemző lehet a diverzitás, ez azonban sokféle ok miatt nem skálázható vízminőségi kategóriák szerint, emiatt a VKI keretében nem használható.

A klorofill-biomassza összefüggés

A fitoplankton biomassza minden kétséget kizáróan legegyszerűbben a szűrt planktonminta klorofill-a tartalmának meghatározásával becsülhető. A módszer egyszerű, olcsó, kivitelezéséhez sem bonyolult műszerekre, sem drága vegyszerekre, sem magasan képzett munkatársakra nincs szükség. Nem véletlen emiatt a monitorozó hatóságok olthatalan vágya aziránt, hogy a vízminőséget (vagy az ökológiai állapotot) klorofill határértékek alapján állapítsák meg.

A klorofill-a alapján történő fitoplankton biomassza becslés elméleti alapja, hogy a nyíltvízben a fitoplankton az egyetlen klorofill tartalmú élőlénycsoport, ezért nedves tömege arányos kell, hogy legyen azzal. Nem szabad azonban figyelmen kívül hagyni, hogy az egységnyi tömegre eső klorofill-a tartalom igen széles tartományban variál (a nedvessúly 0,1 – 9,7% között; Nicholls és Dillon, 1978), mert azt számos belső és külső tényező befolyásolja.

Nevezetesen:

a) Tápanyaglimitált körülmények közt alacsony a relatív klorofill arány (Antia és mtsi., 1973; Berman és Pollingher, 1974; Tolstoy, 1977; Trifonova, 1979; Hunter és Laws, 1981).

b) A fénylimitáció a relatív klorofill-a tartalom növekedését okozza (Ahlgren, 1970; Pork and Milius, 1978; Desortova, 1981; Hunter és Laws, 1981).

c) Fiatal, növekvő populációl relatív klorofill-a tartalma nagyobb, mint stagnáló vagy pusztuló populációké (Messer és Ben Shaul, 1972).

d) Egyes adatok szerint a zöldalgák relatív klorofill tartalma magasabb, mint az egyéb csoportoké (Pirina & Yelizarova, 1971; Bindloss et al., 1972; Pork és Milius, 1978), más kutatók azonban nem találtak ilyen összefüggést (Trifonova, 1979; Desortova, 1981).

e) Tápanyaglimitált körülmények között alacsony összbiomassza esetén a relatív klorofill arány magasabb, mint magas biomassza értékek mellett (Wright, 1959; Ahlgren, 1970; Mikheeva, 1971; Yelizarova, 1976; Tolstoy, 1977; Trifonova, 1979; Desortova, 1981).

f) A relatív klorofill-a tartalom függ az algasejtek méretétől is: a kisebb sejtek relatíve több klorofillt tartalmaznak, mint a nagyok (Malone, 1980; Vörös és Padisák, 1991).

g) A relatív klorofill arány alacsony trofitási szinten magasabb, mint magas trofitás esetén (Desortova, 1981; Wojchiechowska, 1989; Watson et al., 1992; Talling, 1993; Chow-Fraser et al., 1994; Schmid et al., 1998; Felip és Catalan, 2000; Sandu et al., 2003; Kiss et al., 2006; Kasprzak et al, 2008).

Egy újonnan megjelent elemző tanulmány (Kasprzak et al., 2008) szerint a nedvessúlyra vonatkoztatva számított relatív klorofill tartalom értékei a következők: átlag: 0,505% (SD: 0,197); medián: 0,447%; minimum: 0,158% és maximum: 0,900%.

A klorofill-tápanyag kapcsolat különböző európai tótípusokban, klorofill referencia értékek

Az EU által felállított JRC (Joint Research Center) egy kutatócsoportja évek óta gyűjti az adatokat a tagországokból, s próbálja a VKI szempontjából fontos összefüggéseket felállítani. Ezek egyike a klorofill-tápanyag összefüggés.

A klorofill-tápanyag összefüggést a már említett OECD tanulmány tárgyalta, s a kettő közt kvázi-lineáris összefüggést állapított meg – legalábbis a középső tartományokban. A VKI-től független alapkutatások mutattak rá arra, hogy a nevezett összefüggést számos tényező befolyásolja, mint általánosságban a tótípus (Edmundson és Carlsson, 1998); a víz Ca tartalma (Håkansson et al., 2005) valamint a tó keveredési típusa és színe (Nürnberg és Shaw 1996; Nürnberg 1999; Havens és Nürnberg, 2004).

Az RU JRC iniciálta kutatásokban (Phillips és mtsi., 2008) több, mint 500 európai tavat csoportosítottak az alábbi felosztás szerint (5. táblázat):

A teljes, többmint 1000 adatpárt tartalmazó adatbázisra jó korrelációt (r=0,883) kaptak a klorofill-TP összefüggésre, a chl-TN összefüggés szintén szignifikáns, de gyengébb (r=0,76) volt, s a kettő kombinált modellje a TP-hez hasonló összefüggést eredményezett (r=0,877).

TÍPUS	RÖVIDÍTÉS	HATÁRÉRTÉKEK
Alkalinitás		
Magas	HA	> 1 mEq l^{-1}
Közepes	MA	0,2 - 1 mEq l^{-1}
Alacsony	LA	< 0,2 mEq l^{-1}
Mélység		
Mély	D	> 15 m
Sekély	S	3-15 m
Nagyon sekély	VS	< 3 m
Szín		
Erősen barna (polyhumic)	VH	> 90 mg Pt l^{-1}
Barna (humic)	H	30 - 90 mg Pt l^{-1}
Huminanyagot nem tartalmaz jelentős mennyiségben	L	< 30 mg Pt l^{-1}

5. táblázat: Phillips és mtsi (2008) által használt típusjellemzők és típusok

A fenti összefüggések tótípusok szerinti vizsgálata lényegesen eltérő képet mutatott, s csak csekély számú esetben kaptak szorosabb összefüggést, mint az egyesített adatbázisra. Általánosságban, a klorofill válasz a tápanyag növekedésre nőtt a mélység csökkenésével és a nagyons sekély tavak esetén csökkent az alkalinitás növekedésével. Az összefüggések a tó mélységét emelték ki legfontosabb faktorként, megmutatva, hogy e tavak a tapanyagszintekre kevésbé érzékenyek, mint a többi tótípus. A legbizonytalanabb az összefüggés a magas alkalinitású, sekély tavakra (sok hazai tó tartozik ebbe a típusba!) feltehetően a Ca sók (biogén mészkiválás) P kötő kapacitása miatt, valamint a makrofitonnal (esetleg a litorális perifitonnal) való interakció is fennállhat. A fenti összefüggések regionális meghatározottságát is vizsgálták, s arra a következtetésre jutottak, hogy az az eredményeket lényegileg nem befolyásolja. Fentiek miatt mindazon régiókra, ahol specifikus vizsgálatok nem történtek három tótípus elkülönítését javasolják: mély tavak, alacsony és közepes alkalinitású sekély és igen sekély tavak valamint magas alkalinitású sekély és igen sekély tavak.

A fentihez hasonló tanulmányok egyre gyakrabban jelennek meg a szakirodalomban, ezért néhány elméleti buktatóra fel kell hívni a figyelmet.

a) A klorofill/TP vagy klorofill/TN regressziók az esetek nagy részében autokorrelációs összefüggések, ezért a tápanyagellátottságra (amit az oldott tápanyagfrakciók mutatnának meg) nem lehet belőlük következtetni.

b) A fent idézett tanulmány is vizsgálta a TN/TP arányok hatását a klorofillal való összefüggés ill. a tápanyagellátottság jellemzésére. Ez két okból lehetetlen. Egyrészt a rendelkezésre álló tápanyagot az inorganikus (vagy legalábbis oldott) frakció képviseli, tehát csak DN/DP lenne számítható és ez is csak akkor, ha a kettő közül legalább az egyik feltehetően limitáló koncentrációban van jelen. Tájékoztatásul: Sas (1989) meghatározása szerint az édesvizekben akkor biztosan NEM lép fel P-limitáció, ha az oldott reaktv P (SRP) koncentráció > 10 μg L^{-1}, az összes oldott N > 100 μg L^{-1} és a kovaalgákra ha a SRSi > 500 μg L^{-1}.

Tekintettel arra, hogy VKI a regionalitást messzemenően figyelembe veszi, Georgáfiai Interkalibrációs Csoportokat (GIG; van de Bund et al, 2004) állítottak fel annak a vizsgálatára, hogy a különböző tagországok minősytési rendszere azonos régión belül mennyire vezetnek hasonló vagy eltérő eredményre, ill. mi az egyes régiókban a referenciaállapothoz rendelhető a-klorofill érték. Az öt GIG (Alpine, Atlantic, Central-Baltic, Mediterranian, Nordic) közül Magyarország a Central-Baltic csoportba tartozik, melyre a megállapított referencia kritériumok a következők (Carvalho et al., 2008):

- a vízgyűjtő 90%-ának használata legyen természetes vagy természetközeli;
- a népsűrűség ne legyen nagyobb, mint 10 km^{-2};
- ne legyenek pontszerű szennyezések a vízgyűjtőn.
- a TP legyen 70 μg l^{-1}-nél kisebb.

Carvalho et al. (2008) vizsgálataiban magyar tó nem szerepelt. A három definiált Central Baltic (L-CB1: síkvidéki, sekély, magas alkalinitás; L-CB2: síkvidéki, nagyon sekély, magas alkalinitás; L-CB3: síkvidéki, sekély, köezpes alkalinitás) típusra a klorofillértékek mediánja 2,8-6,9 μg l^{-1} volt, azaz nagy különbségeket nem mutatott szemben a 8 nordikus típus – különösen huminanyag tartalom vonatkozásában - határozottabban elkülönülő értékeivel.

Az egyes tagállamok fitoplankton alapú monitorozási gyakorlata és azok összehasonlítása (Central, Baltic, Atlantic GIGs)

A tavak fitoplankton összetételét számos tényező befolyásolja, mint pl. a tipológiai faktorok (mélység, vízkémiai jelleg), szezonális változók (hőmérséklet, fény, rétegzettségi állapot), zooplankton szűrése, stb. Az összetétel érzékeny a humán behatásokra (tápanyagterhelés növekedése, stb.), köztük a leggyakrabban előforduló eutrofizációra. Mindemellett nem szabad elfelejteni, hogy egyéb, tápanyagterheléssel nem járó behatások is vannak, pl. a retenciós idő megváltoztatása, mesterséges, eltérő kémiai összetételű vízzel történő vízpótlás, stb., melyeknek tükröződniük kell a minősítési rendszerekben.

Az emberi behatásra történő változások jelentkeznek egyrészt mennyiségi változásban (ami a legtöbbször denzitásnövekedést jelent), valamint összetételbeli változásban. Utóbbiban kiemelten fontosak a cianobaktériumok, tekintve, hogy árnyékadaptáltak és az algatömeg növekedésekor fellépő önárnyékolás miatt ilyen körülmények között jó kompetítorok. Más árnyéktűrő algafajok is vannak, de a cianobaktériumok szerepe nagyon fontos, emiatt minden tagország kiemelten kezeli ezt a csoportot. Mindemellett nem minden cianobaktérium jelez degradációt, emiatt pl. a REBECCA project a Chlorococcales csoport (kivéve *Microcystis*) kiemelését javasolta ebből a körből. A cianobaktériumok – aktuális vagy potenciális toxicitásuk miatt – egyéb EU szabályozásokban is szerepelnek, mint pl. a fürdővízre vonatkozóban (DIRECTIVE 2006/7/EC).

Belgium

Mintavétel: havonta május és október között; tavaknént 8 (ha < 5 ha) vagy 16 (ha > 5 ha) random ponton; sekély tavakban 2 m-es csőmintavevővel, rétegzettekből ezen kívül 1-2 mélységi minta Niskin

palackkal, úgy hogy a metalimnion is reprezentált legyen. Az így vett vizekből integrált mintát állítanak elő, abból vesznek almintát klorofill-a tartalom mérésre és fitoplankton analízisre.

Minősítési rendszer: a cianobaktériumok biomasszára vonatkoztatott %-át használják az ökológiai állapotbecslésre, melyet a teljes május-októberi időszakra számítanak ki. A klorofill-a tartalom határozza meg, hogy a teljes cianobaktérium arányt használják, vagy a Chlrorococcales (- *Microcystis*) csoporttal csökkentettet a 6. táblázat szerint.

Tótípus	Összes cianobaktérium arányt használják	Az összes cyanobaktérium – Chroococcales + *Microcystis* arányt használják
L-CB1	Chla $\geq$ 10 µg l^{-1}	Chla < 10 µg l^{-1}
L-CB2	Chla $\geq$ 25 µg l^{-1}	Chla < 25 µg l^{-1}
L-CB3	Chla $\geq$ 10 µg l^{-1}	Chla < 10 µg l^{-1}

6. táblázat: a klorofill-a határok (melyek egyúttal a közepes/jó határértékek az adott tótypusra), melyek alapján az összetétel minősinősítésének jellegét eldöntik Belgiumban. A tótípusok definíciója a 11. fejezetben megtalálható).

Referencia állapot és határértékek: A flamand régióban található tavak vizsgálata azt mutatta, hogy amennyiben egy tóban a makrofiton borítottság nagy (> 75%), ott a cianobaktériumok részesedése az összes fitoplankton biomasszában < 2%. Emiatt a referenciaállapotot max. 2,5%-os értékben szabták meg, a többi határértéket pedig az előző megduplázásával (7. táblázat) állították elő.

	Referencia	H/G	G/M	M/P	P/B
Maximális cyanobaktérium részesedés (a 6. táblázat kritériumainak figyyelembe vételével)	2.5%	5%	10%	25%	50%
EQR	1.00	0.80	0.60	0.40	0.20

7. táblázat: Belga osztályhatárok (H: kiváló; G: jó; M: közepes; P: gyenge; B: rossz)

Észtország

Mintavételi és feldolgozási módszerek: a 8. táblázat szerint

	Monitorozási program
Hosszú távú gyakoriság	évente
Mintavételi gyakoriság	Május, július, augusztus, szeptember
Mintavétel	A rétegzettségi típustól függően 2-3 minta (epilimnion 0,5 m; metalimnion, hipolimnion) a tó legmélyebb pontján, vagy ha a medence tagolt, akkor több ponton
Mintavevő	Van Dorn és minőségi vizsgálatra and Apstein háló
Taxonómiai felbontás	Faji szinten, ha lehetséges, de nagyobb csoportok (család, osztály) is használatosak a minősytésre
Biomasszabecslés	Utermöhl módszerrel, biomassza kalkulációra a nordikus országok harmonizált módszere

8. táblázat: észt fitoplankton monitorozási protokoll vázlata

Állapotbecslés: alapvetően négy paramétert használnak:

a) Klorofill-a

b) Egyenletesség (J): Módosított Pielou index a Shannon diverzitás (H) alapján;

$$H = sum_{i=1-S} (n_i/N * \log2\ n_i/n);$$

$$H_{max} = \log_2 S \text{ és}$$

$$J = H/H_{max}$$

ahol n_i az i-edik faj biomasszája, N az összbiomassza és S a fajszám. Az egyenletesség 0 és 1 között változik az osztályhatárok egyenletesen oszlanak eé ebben a tartományban.

c) Nygaard féle módosított összetétel index (PCQ)

Az eredeti Nygaard (1949) indexhez Ott és Laugaste (in Moss et al, 2003) két egyéb csoportot is sorolt: a Cryptophyta csoportot a számlálóba, a Chrysophyta csoportot a nevezőbe. Ennek alapvető oka, hogy az eredetileg a nevezőben egyedül szereplő Desmidiales csoport gyakorisága az utóbbi évtizedekben dramatikusan csökkent, s ez (0 érték esetén) az index használhatatlanségát okozza. Eszerint:

$$PCQ = \frac{\text{Cyanophyta* + Chlorococcales* + Centrales* + Euglenophyceae* + Cryptophyta* + 1}}{\text{Desmidiales* + Chrysophyceae* + 1}}$$

d) Társulásjellemzők: négy kategóriát állítottak fel

- A fajok biomasszája olyannyira egyenletes, hogy lehetetlen megállapítani, melyik a domináns faj;
- 3-5 faj együttesen teszi ki a biomassza > 80%-át;
- egyetlen faj teszi ki a biomassza > 80%-át;
- A domináns fajok a következő taxonokból tevődnek ki: *Microcystis*, *Apahnizomenon*, *Radiocystis*, *Planktothrix*, *Limnothrix*, *Woronichinia*, *Anabaena* or vagy a Chlorococcales rend bármely faja. A klorofill-a tartalom > 20 mg m^{-3}.

Az állapot meghatározása során a fenti 4 kategóriát egyenként skálázzák, egyaránt figyelembe veszik, s a végső minősítés ezek átlaga lesz, a következő határokkal: H/G=0.8, G/M=0.6, M/P=0.4, P/B=0.2.

Franciaország

Mintavétel: évente háromszor (termoklin kialakulásakor, nyári stabil rétegzettségkor, termoklin erózió idejében). A mintavételre Nansen hálót (10 μ) haszálnak, mellyel két mintát vesznek, egyet az üledéktól a felszínig, majd a vízfelszín alatt 1-2 méterrel húzzák 100 m távon. A mintákat 100-250 ml-es üvegekben, lugollal fixálva tárolják. A mikroszkópos analízis során egy mintában 100 egyedet számolnak le 200× - 600× nagyítással.

Az állapotmeghatározás során az un. Francia fitoplankton indexet (I_{pl}) használják:

$$I_{pl} = \sum Qi*Aj$$

ahol Qi (9. táblázat) egy súlyfaktor a Aj (10. táblázat) csoportokra vonatkozóan.

Relatív abundancia(%)	Aj
0 to ≤ 10	0
10 to ≤ 30	1
30 to ≤ 50	2

Algacsoportok	Qi
Desmidiaceae	1
Diatomeae	3
Chrysophyceae	5

50 to ≤ 70	3
70 to ≤ 90	4
90 to ≤ 100	5

9. táblázat: a francia minősítési relatív abundancia osztályai (Aj)

Dinophyceae és Cryptophyceae	9
Chlorophyceae (kivéve Desmidieae)	12
Cyanophyceae	16
Euglenophyceae	20

10. táblázat: a francia minősítési rendszer súlyfaktorai (Qi)

A minősítés a fenti módszer alapján kapott adatokból szakértői becsléssel történik, mert egyenlőre adatbázisuk a statisztikai módszerek alkalmazásához túl kicsi; a rendszer fejlesztés alatt áll.

Németország

Mintavétel és feldolgozás: évi 6 minta az epilimnionból vagy az eufotikus rétegből, amiből 4 a május-szeptemberi időszakban. Az indikátor fajok megállapításához kiegészítő diatóma preparátumok készítését javasolják.

A német minősítési rendszer multimetrikus, mely a biomasszát, a kiemelt csoportok biomassza részesedését, valamint az indikátor taxonok relatív biomasszáját tartalmazza. Ennek megfelelően a különböző L-CB típusok más határértékekkel jellemzettek. A módszer részletes leírása Nixdorf és mtsi (2005a,b) munkáiban részletesen megtalálhatók, s azt interkalibrációs eljárásban folyamatosan finomítják.

A multimetrikus minősítési rendszer a következő paramétereket használja:

I. Összes biomassza, amely a következő alkomponensekből áll:

a) Összbiomassza az epilimnionban vagy az eufotikus rétegben (áprilistól októberig, de legalább 4 mintában; a jövőben 6 minta aritmetikus átlaga)

b) klorofill-a (áprilistól októberig, aritmetikus átlag)

c) maximális klorofill-a érték, ha a mintavételek által fedett időszak > 2 hónap és az átlagértéktől való eltérés > 25%.

II. Algacsoportok: biomasszájuk relatív részesedése meghatározott periódusokban (Cyanophyta, Dinophyta és Chlorophyta július-októberi átlag; Chrysophyta: április-októberi átlag).

III. PTSI (Phytoplankton Taxa Lake Index): ez az index a tótípus-specifikus indikátorfajok (ezidáig 332 faj) súlyfaktorral nyomatékosított figyelembe vételére szolgál. Két lépésből áll a minősítés: először a jelen trofitási állapotot konstatálják, majd azt a típus specifikus referencia állapothoz hasonlítva állapítják meg az indexértéket.

A multimetrikus index (11. táblázat) 0,5 és 5,5 között változik, melyet EQR értékekké alakítanak.

A német metrikus index értéke	Normalizált EQR
0.5 – 1.5	0.8 – 1
1.51 – 2.5	0.6 – 0.8
2.51 – 3.5	0.4 – 0.6
3.51 – 4.5	0.2 – 0.4
4.51 – 5.5	0.0 – 0.2

11. táblázat: a német multimetrikus (PTSI) index átszámítása EQR-re

Magyarország

Mintavétel és feldolgozás: május és szeptember(október) közt havi mintavétel. Miután a tavak mélysége jellemzően < 3,5 m, csőmintavevőt használnak, rétegzett tavakban az eufotikus zónát mintázzák. Meghatározás faji szinten, mennyiségi vizsgálat mintánként legalább 400 ülepedési egység megszámolásával; volumetrikus biomassza becslés a leginkább hasonló geometrikus alakzat alapján.

Állapotbecslés: az alapvetően Reynolds és mtsi. (2002) által kidolgozott funkcionális csoport kondepció alapján, a Q index segítségével (Padisák és mtsi., 2006b), mely az egyes funkcionális csoportok relatív biomassza arányát súlyozza egy típusspecifikus faktorértékkel. A Q index értéke 0 és 5 közt mozog, melyből becsülhetők az EQR értékek (12. táblázat). A részletes leírás Padisák és Borics (2008) munkájában található.

Q	EQR	Kvalitatív minősítés
0 - < 1	0.2	rossz
1 - < 2	0.4	gyenge
2 - < 3	0.6	közepes
3 - < 4	0.8	jó
≥ 4	> 0.8	kiváló

12. táblázat: a magyar Q index átszámítása EQR-re

A magyar tipológiai rendszer 10 tótípust különböztet meg, melyekből három (Balaton és két holtág típus) használható az L-CB2 típuson belül interkalibrációra.

Írország

Mintavétel és analízis: évente háromszor, június/júliusban és az augusztus-szeptember közti időszakban. A határozás rend szintjén történik, a mennyiséget térfogat(biovolume) l^{-1} egységben fejezik ki.

Az állapotbecslés a cyanobaktériumok relatív részesedésén alapul és ugyanolyan, mint a később részletezett brit módszer.

Hollandia

Mintavétel és feldolgozás: évente 4-6 alkalommal, egyenlő időközökben április és szeptember között.

No	**A vízvirágzás típusa**	**Denztitás ml^{-1}**	**mm^3 ml^{-1}**	**EQR**
1	*Planktothrix agardhii* perzisztens vízvirágzás	> 10.000 fonal	31.68	0.1
2	Egyéb, vékony cyanoprokaryota fajok virágzása (LPP-group)	> 20.000 fonal	19.64	0.2
3	*Stephanodiscus hantzschii* virágzás	> 30.000 sejt	13.62	0.2
4	A *Microcystis* spp. erős vízvirágzása vastag felszíni réteg kialakulásával	>100.000 sejt	3.30	0.2
5	a *Scenedesmus* spp. szinte monodomináns előfordulása	> 20.000 sejt	1.60	0.2
6	a *Planktothrix agardhii* rövid idejű felszaporodása	4.000-10.000 fonal	12.27	0.3
7	*Aphanizomenon gracile* virágzás	> 2.000 fonal	6.35	0.4
8	Chlorococcales rend igen sok fajánal előfordulásával járó fitoplankton tömeg	> 20.000 sejt	0.40	0.4
9	*Microcystis* spp. dominancia felszíni aggregáció hiányával, vagy csak kismértékű jelenlétével	20.000-100.000 sejt	0.66	0.4
10	Cryptophyta virágzás	> 10.000 sejt	1.20	0.4

11	*Cryptomonas* virágzás	> 2.000 sejt	3.72	0.4
12	*Sceletonema* spp. virágzás	> 10.000 sejt	2.00	0.4
13	*Diatoma tenuis* virágzás	> 6.000 sejt	2.52	0.4
14	Kistermetű Chroococcales fajok vigágzása (fajgazdag; CM-group)	> 10.000 kolónia	1.20	0.5
15	*Aphanizomenon flos-aquae* virágzás felszíni virágzás potenciális kialakulásával	> 2.000 fonal	8.83	0.5
16	*Anabaena* spp. virágzás	> 800 fonal	5.12	0.5
17	*Aulacoseira granulata* vagy *A. ambigua* virágzás	> 10.000 sejt	7.30	0.5
18	Rövid ideig tartó *Aphanizomenon flos-aquae* virágzás, melynek során felszíni jelenség kialakulácsának csekély az esélye	1.000-2.000 fonal	4.42	0.6
19	*Microcystis wesenbergii* virágzás	> 20.000 sejt	1.28	0.6
20	*Woronichinia naegeliana* virágzás	> 20.000 sejt	0.50	0.6
21	*Chrysochromulina parva* virágzás	> 10.000 sejt	1.10	0.6
22	*Cyclotella radiosa* virágzás	> 1.000 sejt	0.90	0.6
23	*Gloeotrichia natans* felszíni tömege			0.6
24	*Aphanothece stagnina* felszíni tömege			0.6
25	*Aulacoseira islandica* vagy *A. subarctica* virágzás	> 10.000 sejt	8.85	0.6
26	*Cyclotella ocellata* virágzás	> 1.000 sejt	0.34	0.7
27	*Botryococcus* sp. virágzás	> 100 kolónia	0.85	0.7
28	*Synura* spp. virágzás	> 1000 sejt	0.80	0.7
29	*Dinobryon* spp. virágzás	> 1000 sejt	0.16	0.7
30	Páncélos dinoflagellata (*Ceratium*) virágzás	> 100 sejt	2.80	0.7
31	Páncélos dinoflagellata (*Peridinium*) virágzás	> 100 sejt	1.20	0.7
32	…			
39	…			
40	…			
99	Nincs vízvirágzás			(0.7)

13. táblázat: A holland rendszerben alkalmazott vízvirágzás típusok, és az azokhoz rendelt EQR értékek

A sekély tavakban a legfelső 1 m-es réteget mintázzák csővel vagy palackkal, mélyebb tavakban Ruttner típusú mintavevőt használnak (epilimnion). A lugollal fixált mintákat fordított mikroszkópban 200-600× nagyítással vizsgálják a NEN-EN 15204:2006 szabvány szerint (http://www2.nen.nl/nen/servlet/dispatcher.Dispatcher?id=BIBLIOGRAFISCHEGEGEVENS&contentID=227696).

Abundanciamértéknek fajtól függően sajtszámot, kolónia vagy fonalszámot használnak, a taxonokat faji szinten határozzák.

Állapotbecslés: eredetileg két minősítési rendszert használtak, egyil a „vízvirágzás típusokat“ (bloom metric), a másik a járommoszatok érzékenységi típusait használta, s mindkettőt figyelembe vették a végső minősítésben. A járommoszat alapú minősítést az eredmények nem támasztották alá, ezért a „bloom-metric“ alkalmazásánál maradtak.

A bloom metric alapú minősítésben számos vízvirágzás típust különbözetetnek meg a masszív *Planktothrix agardhii* virágzástól a pl. *Scenedesmus*, *Anabaena*, *Botryococcus* okozta virágzásokon ét a *Dinobryon* and *Peridinium* virágzásokig (13. táblázat).

Egyesült Királyság

Mintavétel és feldolgozás: évente háromszor, június/júliusban és az augusztus-szeptember közti időszakban. A határozás rend szintjén történik, a mennyiséget térfogat(biovolume) l^{-1} egységben fejezik ki.

Állapotminősítés: alapvetően a „kellemetlen“ cyanobaktérium fajok (a *Microcystis* kivételével a Chroococcales fajok nem minősülnek kellemetlennek) relatív biomassza részesedésén alapul, melyben a 3 minta átlagát veszik figyelembe.

Emellett az összes biomasszát egy olyan küszöbértékként is értelmezik, melynek bizonyos értéke (0,5 mg l^{-1} összbiomassza) alatt az adott tó ökológiai állapota nem lehet „jó“-nál rosszabb, függetlenül a cyanobaktériumok relatív arányától ezen belül.

Az EQR-t ezek után a következőképp számítják (Obs%: a cyanobaktériumok aránya):

$$EQR = \frac{(100 - Obs\%)}{(100 - 2\%)}$$

A magas alkalinitással rendelkező tavakra nézve ezek után a 14. táblázatban lévő határértékeket dolgozták ki.

határérték	% Cyanobacteria	EQR
referencia	2%	1.0
H/G	5%	0.97
G/M	20%	0.82
M/P	40%	0.61
P/B	70%	0.31

14. táblázat: a brit rendszer EQR értékei

Pótlólagos kérdések

Az 1-12. fejezetekben található részletes irodalmi áttekintést követően, ebben a fejezetben a fitoplankton szakértőknek feltett konkrét kérdésekre összpontosítva tekintjük át újból az irodalmakat, választ adunk a kérdésekre, valamint ahol lehetséges, a jelenleg létező folyóvizekre vonatkozó hazai határértékeket az irodalmak alapján véleményezzük.

A növényi tápanyagtartalom és a vizek klorofill-a koncentrációjaközöti kapcsolat

A növényi tápanyagtartalom növekedése egyike a legfontosabb terheléseknek, melyek a felszíni vizeket érhetik. A bővülő tápanyag kínálat, hatással van a fitoplankton összetételére, és gyakran a fitoplankton biomassza növekedését is előidézi. Elsőként a tápanyag tartalom és a fitoplankton mennyisége közötti összefüggést tekintjük át újból, szem előtt tartva a gyakorlati szempontokat.

A fitoplankton biomassza becslésének leggyakrabban alkalmazott módja a vizek klorofill-a tartalmának mérése. Tekintettel arra, hogy a mérés gyors és egyszerűen kivitelezhető nagy mennyiségű adat áll rendelkezésre ahhoz, hogy a növényi tápanyag tartalom és a fitoplankton biomassza közötti kapcsolat vizsgálható legyen. Sawyer már 1947-ben fölhívta a figyelmet arra, hogy amennyiben a tavaszi cirkuláció idején a Wisconsin állam tavaiban bizonyos kritikus tápanyag koncentrációk (TP=10 µg l^{-1}, TN=300 µg l^{-1}) voltak mérhetők, a vegetáció periódusban vízvirágzással lehetett számolni. Sakamoto (1966), Dillon és Rigler (1974) valamint Vollenweider (1976) alapvető munkáit követően számos közlemény látott napvilágot, melyekben a szerzők a tápanyagok (elsősorban az összes foszfor) és a klorofill-a tartalom közötti empirikus összefüggést igyekeznek leírni. (Fontos megemlíteni, hogy a modellek eredetileg növényi tápanyag terhelésre lettek kidolgozva (Vollenweider és Kerekes 1980), de mivel ezek becslésére az esetek többségében nincs mód, a szerzők kénytelenek a mért koncentrációkkal dolgozni.)

A modellek döntő többségében az összefüggés megadása az alábbi függvény alapján történik

$$\log(\text{Chl-a}) = a^* \log(\text{TP})+b$$

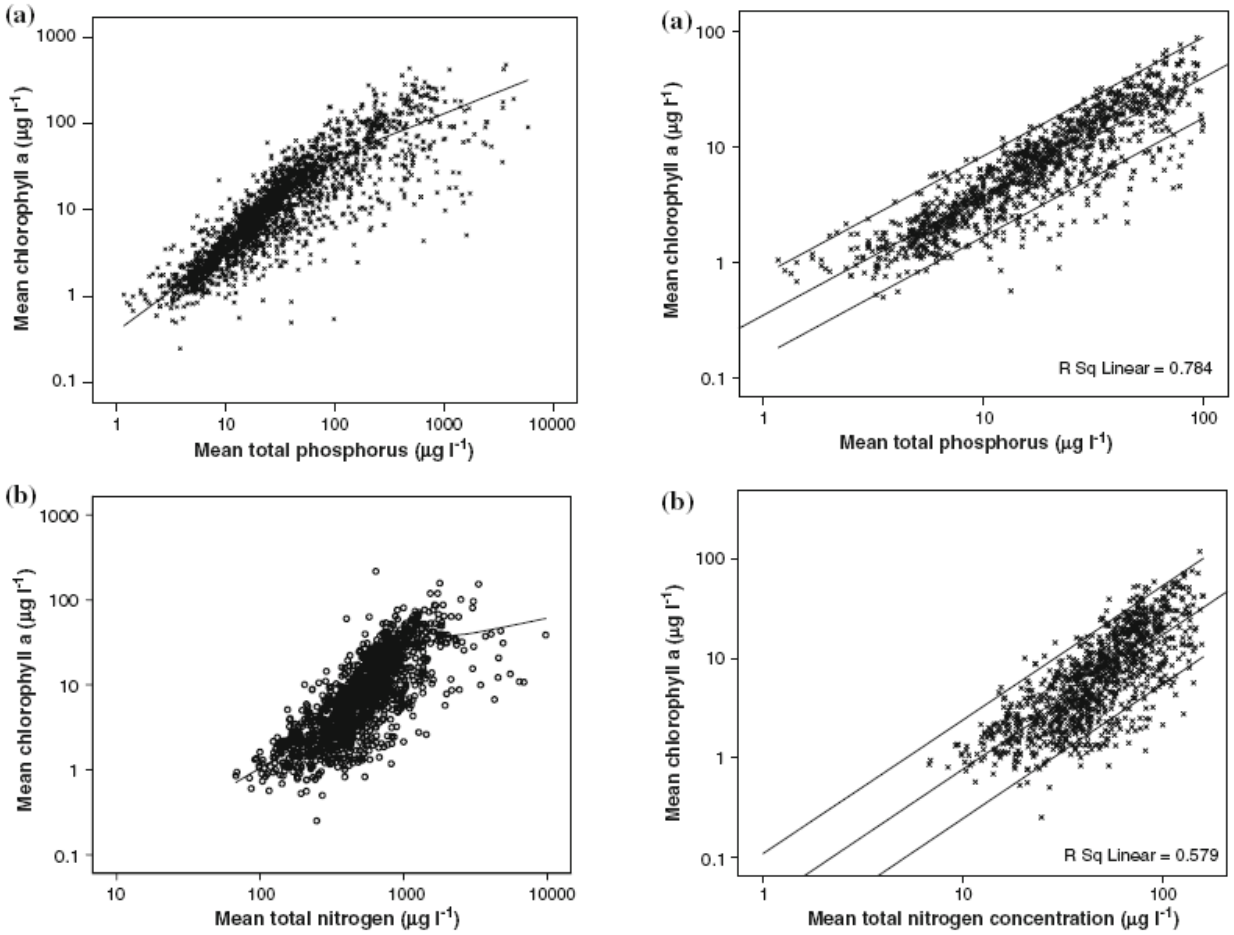
ahol „a” a meredekség, TP az évi, vagy vegetáció periódusbeli átlagos összes foszfor tartalom, „b”pedig a regressziós egyenes Y tengelyi metszéspontja.

15. táblázat: az összes foszfor és a klorofill-a tartalom közötti összefüggés különböző kutatók eredményei alapján. (A számított klorofill-a a TP=35 µg l^{-1} értékre vonatkozik.)

	Konstans	Meredekség Log TP	Log TN	R^2	Számított Chl-a
	Chlorophyll a f(TP)				
OECD (1982)	-0.432	0.79		0.77	5.4
Classen (1980) (OECD sekély tavak és tározók)	-0.268	0.720		0.76	6.3
White (1983)	-0.638	0.940		0.45	6.5
Phillips (2008) (mély tavak)	-0.286	0.776		0.65	8.2
Rast and Lee (1978)	-0.260	0.760		0.59	8.2
Prairie et al. (1989)	-0.390	0.874		0.69	9.1
Vollenweider (1976)	-0.432	0.910		0.76	9.4
Havens and Nürnberg (2004)	-0.156	0.738		0.60	9.6
Nürnberg (1996)	-0.250	0.799		0.64	9.6
Havens and Nürnberg (2004)	-0.240	0.813		0.59	10.4
Phillips (2008) (alkalikus sekély, ill. nagyon sekély tavak)	-0.306	0.868		0.52	10.8
Dillon and Rigler (1974)	-1.136	1.449		0.92	12.6
Phillips (2008) (all lakes)	-0.455	1.026		0.78	13.5
Jones and Bachmann (1976)	-1.090	1.460			14.8
Phillips GL (2008) (kevésbé alkalikus sekély, ill. nagyon sekély tavak)	-0.528	1.108		0.81	15.2
Seip et al. (2000)	-0.443	1.123		0.93	19.5
	Chlorophyll a f(TN)				
Nürnberg (1996)	-2.180		1.114	0.38	12.5
Prairie et al. (1989)	-3.131		1.445	0.69	13.2
Prairie et al. (1989)	-2.888		1.371		14.0
This study (all lakes)	-2.828		1.355	0.58	14.4
Phillips (2008) (lakes N:P 10–17)	-1.761		1.034	0.53	19.1
White (1983)	-2.699		1.410	0.74	28.1
Prairie et al. (1989)	-1.627		1.072		33.6

A fenti összefüggések között megfigyelhető különbségek magyarázata az, hogy a szerzők különböző tópopulációkkal dolgoztak. Reynolds (2006) szerint pl. a Vollenweider-féle modell (Vollenweider 1976) magas (0,91) meredeksége abból adódik, hogy a tavak között nagyobb arányban voltak képviselve, a foszforban szegény, oligotrófikus rendszerek. Különösen tanulságos a Phillips és mtsi. (2008) által javasolt megközelítés, mivel az összefüggést ők tótípusok szerint adták meg. Meg kell azonban jegyezni, hogy az empirikus összefüggések megadása előtt egy elsődleges szűrést végeztek, egy un LOESS technikát (Cleveland 1979) használva (16. táblázat). Ezt az eljárást alkalmazva lehetőség van arra, hogy megadjuk, a teljes adatállománynak mely része az, amelyre a regressziós egyenes illeszthető.

16. táblázat: a növényi tápanyag koncenrációk és a klorofill-a tartalom közötti összefüggés Phillips és mtsi. (2008) alapján.



Az ábrák tanúsága szerint a növényi tápanyagtartalom és a klorofill-a koncentráció között (vegetáció periódusbeli átlagok) nem lineáris az összefüggés. Lineáris összefüggés van azonban összes foszfor esetén a 0-100 µg l^{-1}, ill. az összes nitrogén esetén a 0-1700 µg l^{-1} közötti tartományban.

Az hidrobiológia szakirodalomban leggyakrabban citált OECD (1982) kiadványban mind a növényi tápanyagokra, mind pedig a klorofill-a tartalomra nézve határértékek vannak megadva (17. táblázat), melyek az oligotróf, mezotróf, ill. eutróf állapotok elkülönítését szolgálják. (Hasonló táblázatok más kiadványokban is szerepelnek (Willén 2000), de pl. Wetzel 2001-ben kiadott munkájában melyben az itt bemutatott táblázat található másik, némiképp eltérő táblázat is látható) Érdekes egybeesés figyelhető meg a Phillips et al. (2008) által megadott koncentráció értékek és az OECD (1982) határértékek között. Mind az összes foszfor, mindpedig az összes nitrogén esetén a mezotróf kategória felső határa (vastaggal szedett) csaknem megegyezik azokkal az értékekkel, melyek alatt Phillips és mtsi. szerint még erős lineáris összefüggés áll fönn a klorofill-a tartalommal.

17. tavak és tározók trofitás alapján történő osztályozása (in Wetzel 2001)

Paraméter (éves átlag)	Oligotróf	Mezotróf	Eutróf	Hipereutróf
Összes foszfor (µg l^{-1}) Átlag Tartomány	 8,0 3,0-17,7	 26,7 10,9-**95,6**	 84,4 16-386	 750-1200
Összes Nitrogén (µg l^{-1}) Átlag Tartomány	 661 307-1630	 753 361-**1387**	 1875 393-6100	– –
Klorofill-a (µg l^{-1}) Átlag	 1,7	 4,7	 14,3	 100-150

Tartomány	0,3-4,5	3-11	3-78	

Az eddig tárgyaltakban olyan eredmények kerültek bemutatásra, melyek tavak és tározók eredményeit tartalmazó adatbázisokon alapultak. Ez azonban nem jelenti azt, hogy ezen eredményeket folyóvizekre ne tudnánk alkalmazni. Reynolds és mtsi. (1994) igazolták, hogy a nagy folyók fitoplanktonjának összetétele és dinamikája hasonló a sekély tavakéhoz. Ugyancsak ezt látszik alátámasztani az is, hogy Dodds mtsi. (1998) a vízfolyások trofitás alapon történő osztályozásához, a mezotróf eutróf határhoz hasonló TN és TP értékeket javasoltak (18. táblázat). A folyóvízi határértékek tehát hasonlóak lehetnek ahhoz, amelyeket sekély tavakra alkalmazunk. A TP<75 μg l^{-1} ,és a TN<1500 μg l^{-1} értékek meglepően közel állnak a korábban bemutattakhoz.

18. táblázat: határértékek vízfolyások trofitás alapján történő osztályozásához. (Dodds és mtsi 1998)

Paraméter (éves átlag)	Oligotróf	Mezotróf
Összes foszfor (μg l^{-1})	<25	<75
Összes Nitrogén (μg l^{-1})	<700	<1500
Klorofill-a (μg l^{-1})	<10	<30

Downing és McCauley (1992) kimutatták, hogy a nitrogén limitáció kialakulására a 30-100 μg l^{-1} összes foszfor koncentráció fölötti tartományban van nagyobb esély. E tartomány alatt jóval nagyobb a valószínűsége annak, hogy a rendszer P limitált.

Jeppesen és mtsi (2000) dániai, eutróf tavakon végzett vizsgálataikkal igazolták, hogy a tavak rehabilitációjakor hal populáció szabályozásával végzett biomanipuláció csak akkor hatékony, ha az összes foszfor koncentrációja 50-100μgl^{-1} tartományba esik, mivel e fölött a fitoplankton gyakorlatilag nem reagál. (Mély tavaknál u.ez 20-30μgl^{-1} –nek adódik (Sas 1989))

A fenti áttekintésben a foszfor jóval nagyobb szerepet kapott, mint az ugyancsak esszenciális nitrogén. Ennek oka az, hogy az empirikus modellekben a nitrogén-klorofill összefüggés kevésbé hangsúlyos. A nitrogén biogeokémiai ciklusa (a nitrogén fixáció, a denitrifikáció és nitrifikáció miatt) bonyolultabb, mint a foszforé, a nitrogénformák gyorsan, és a ritka mintavételek miatt nem követhető módon alakulnak egymásba. Mindazonáltal Reynolds (2006) szerint hozzávetőleg 100μgl^{-1} ásványi nitrogén koncentráció fölött a fitoplankton már nem nitrogén limitált. (Ugyanitt ortofoszfát-foszforra nézve ez 3μgl^{-1} érték olvashatók). Sas (1989), oldott nitrogénre szintén 100μgl^{-1} értéket, összes foszforra pedig 5-10μgl^{-1} értékeket tart limitálónak.

Érték bírálatok a foszfor-klorofill-a empirikus modelleket is. White (1989) fölveti, hogy a modellek számos olyan tó adatait is tartalmazzák, melyek valójában nitrogén limitáltak. Amíg ezek benne maradnak a rendszerben nagymértékben gyengítik a modellek prediktív erejét. Reynolds (2006) szintén megjegyzi, hogy a modellek illusztratívak, de ahhoz nem kellően erősek, hogy a mérnöki eszköztár részét képezzék. A Vollenweider féle modell alapján 100μgl^{-1} évi átlagos összfoszfor tartalomhoz 7,6 és 76 μgl^{-1} klorofill-a tartalom is tartozhat, ami valóban megnehezíti a modell használatát. Kalff (2002) szerint e modellek erejét az növelheti, ha azok jól lehatárolt geográfiai területhez köthetők, és olyan egyéb változók is szerepet kapnak, mint a hidrológia, a geológia, a területhasználat a tó morfometria vagy a bióta. A modellek létező bizonytalanságai mellett az mindenképpen megállapítható, hogy a tározók és tavak csekély mértékű foszforterhelés csökkentésére nem reagálnak (Lee és mtsi 1978).

A bírálatok ellenére kijelenthetjük, hogy a tápanyagterhelés és a fitoplankton mennyiségi viszonyai közötti összefüggés jellemzésére és bizonyos határértékek megadására a fentieken kívül más lehetőségünk jelenleg nem adódik.

A növényi tápanyagok és a fitoplankton taxonómiai összetétele

A tavak trofitási viszonyainak jellemzésére (s ez csak közvetett módon jelenti a növényi tápanyagok mennyiségét a vízben) először a múlt század közepén dolgoztak ki taxonómiai alga indexeket. Az indexek azonban csak korlátozott területre, többnyire csak azokra a tavakra voltak használhatók, melyekre megalkották őket.

A valóban használható taxonómiai indexek kidolgozásának korlátja az, hogy mái napig hiányoznak azok az autökológiai vizsgálatok melyek eredményeként képesek lennénk fajok szintjén jellemezni az ökológiai háttérváltozók mintázatát. Vannak sporadikus információk bizonyos fajok (ill alga asszociációk) tápanyagigényéről (*Cyclotella–Rhizosolenia* plankton TP<30 μg l^{-1}; *Asterionella–Stephanodiscus* plankton TP ,> 5 μg l^{-1} ; *Microcystis* plankton TP>30 μg l^{-1} (Reynolds 2000)), de ezek korántsem elégségesek ahhoz, hogy a taxonlisták ismeretében az adott víztér növényi tápanyag koncentrációit becsülni tudjuk.

Az olyan faj alapú indexek mint amilyenek pl. a diverzitás leírására használt formulák az ökológiai állapotbecslésben a fitoplankton esetén teljesen bizonytalanok (Kalff és Knoechel 1978). Jeppesen és mtsi. (2000) 71 dániai sekély tavon végzett átfogó vizsgálataikkal igazolták, hogy a 100-400μgl^{-1} összfoszfor tartományban (vagyis az eutróf-hipertróf tartományban) a legmagasabb a fitoplankton diverzitása.

A több mint 5000 európai tó vizsgálati eredményeit kezelő és értelmező REBECCA projekt során (Moe és mtsi 2008) történtek próbálkozások a fitoplanktonra vonatkozó taxonómiai adatok értékelésére, de ezek csak az északi tavak populációjára nézve jártak sikerrel. Ptacnik és mtsi (2008) a cianobaktériumok, chrysophyceae, és pennales rendbe tartozó kovaalga fajok relatív részesedését vizsgálták a fitoplanktonban, de nem a tápanyag, hanem a klorofill tengelye mentén. Megfigyelték hogy a chrysophyceae fajok 3 μg l^{-1} klorofill-a koncentráció alatt 40%-os arányt képeztek addig 20 μg l^{-1} klorofill-a tartalom fölött már elenyésző volt az arányuk. A pennalesek aránya 2-10 μg l^{-1} klorofill-a tartalom között volt jelentősebb, e fölött arányuk csökkent. A cianobaktériumok arányának növekedése – tótípustól függően – 5-6 ill. 9-10 μg l^{-1} klorofill-a tartalom fölötti tartományban jelentkezett. Mindössze ezek a sarkalatosnak igazán nem nevezhető eredmények a legújabb és legátfogóbb projekt eredményei, ami jelzi a probléma összetett jellegét. (Ugyancsak ebben a programban hasonló vizsgálatok más régiók tópopulációin is folytak de nem vezettek eredményre.)

A Reynolds (1980) által kidolgozott majd Reynolds és mtsi. (2002) által továbbfejlesztett fitoplankton funkcionális csoportokat (a funkcionális csoportokhoz tartozó ökológiai háttérmintázat több eleme jól körülírt) felhasználva készítették el taxonómiai indexeiket tavakra Padisák és mtsi (2006), ill. folyókra Borics és mtsi. (2007). Azt hogy az indexek miként reagálnak a tápanyag tartalom változására még nem tesztelték.

A fentiek értelmében tehát arra a kérdésre, mely szerint:

- *Feltártak-e a minősítéshez használható különböző indexek és a kérdéses kémiai komponensek között összefüggéseket?*

a válasz egyértelműen nem Ld. 11. fejezet ebben a munkában. A munka folyamatban van, de az egységes európai adatbázist használva is alig lehet ilyen összefüggéseket találni (véleményem szerint az alapadatok inkoherenciája miatt).

Ugyancsak kérdés volt, hogy

- *Javasoltak-e a kérdéses kémiai komponensekre a fitoplankton állapotára alapozva határértékeket?*

Mint az ebből az egész munkából nyilvánvaló, a fitoplankton állapotára vonatkozóan úgy ÁLTALÁBAN határértékeket megfogalmazni nem lehet, mert azokat legalábbis régió- és azon belül is típusspecifikus módon lehet csak értelmezni. Amennyiben a jelenleg tervezetben szereplő határértékek finomítása a cél, megfogalmazható úgy a kérdés, hogy

Léteznek-e az ásványi nitrogén tartalomnak és a foszfornak (összes foszfornak és ortofoszfát foszfornak) olyan értékei, melyek a fitoplankton mennyiségi viszonyainak jellemzése ill. értékelése kapcsán figyelembe vehetők?

akkor azt kell mondanunk igen, hiszen a trofitási skálák határértékei (véleményünk szerint nem feltétlenül mind) valójában ilyen értékek. Gyakorlati szempontból azonban, ami tavainkat illeti ezek a határértékek használhatatlanok (ez állítás a Balatonra remélhetőleg nem áll), mivel tavaink természetes módon eutrófak ill. hipertrófak. A vízfolyások esetén már mást kell mondanunk. A változók határértékeinek egyes típusokra történő megadásakor figyelembe kell venni a vizekre jellemző természetes „háttérkoncentrációt„ és a növényi tápanyagok azon koncentrációit is melyek valódi biológiai relevanciával bírnak. Ezek a több szempontból is kitüntetett (korábban részleteztük) TP=100µg l^{-1} és TN= 1300-1700µg l^{-1} értékek. Meybeck, és Helmer (1989) (19. táblázat) természetes állapotú hegyvidéki kisvízfolyásokat vizsgálva megadta a növényi tápanyagok jellemző koncentrációit.

19. táblázat: a növényi tápanyagok jellemző koncentrációi (mgl^{-1}) természetes kisvízfolyásokban

N-NH4	0,015
N-NO3	0,10
N-org.	0,26
TN	0,375
P-PO4	0,010

Valójában nincs olyan érv, ami azt támasztaná alá, hogy hazai hegyvidék kisvízfolyásaink egykori, természetes állapotukban más értékekkel voltak jellemezhetők. Ezek az értékek oligotrófiára utalnak, de a magasabb rendű alföldi vízfolyásoknál a természetes háttérkoncentrációk jóval magasabbak (TP=80 µg l^{-1},TN=500 µg l^{-1}) is lehettek (Smith és mtsi 2003). Ezen értékek mellett már magasabb trofitás is elképzelhető. A természetes állapotukban vélhetően mezotróf vízfolyások esetén a határértékek kialakításakor érdemes lenne figyelembe venni az említett TP=100µg l^{-1} és TN= 1300-1700µg l^{-1} értékeket is.
Jelenleg a tipológiai csoportokra megadott jó/közepes (N és P) határértékek mindegyike olyan tartományban van mely, a fitoplankton számára már irreleváns. Az oligotrófnak tekinthető hegy és dombvidéki kisvízfolyások esetén a jó-közepes határértéknek javasolt TP=200µg l^{-1}, TN=5000 µg l^{-1} értékek rendkívül „engedékenyek”.

Szintén kérdésvolt, hogy

- Található-e kvalitatív jellegű leírás, ahol a pontszerű és a diffúz terhelések mértékét, a mért tápanyag- és szervesanyag-koncentrációkat és a fitoplankton állapotát értékelték/elemezték?

Igen messze vagyunk attól, hogy ebben a kontextusban a diffúz és pontszerű szennyezéseket egymástól el tudjuk határolni, annál is inkább, mert a kérdés léptékfüggő. A hazai, fitoplankton asszociációkon alapuló rendszer ennek megkísérlésére alkalmas lehet. Meg kell továbbá jegyezni, hogy a különösen az alföldi területeken a diffúz terhelés miatt vizeink a növényi tápanyagok tekintetében többnyire hipertrófak. Ezeket amennyiben olyan jellegű pontszerű terhelés éri, ami pusztán a növényi tápanyagok koncentrációjának további növekedését idézi elő gyakorlatilag semmi sem történik. Valójában csupán klorofill, ill. alga-biomassza tekintetében hígítja a rendszert. Amennyiben azonban a terhelés egyben inokulumokat is hordoz (ilyen pl. egy fitoplanktonban gazdag vízfolyás, vagy egy halastavi leeresztés) a befogadó fitoplanktonja teljesen átrendeződhet, és mennyiségi viszonyait tekintve is jelentős változáson mehet keresztül.

Szerves terhelés és a fitoplankton kapcsolata

A VKI a vizeket érő szerves terhelés jellemzésére elsősorban a makroszkopikus vízi gericteleneket javasolja, a fitoplanktont szerepét e tekintetben nem tartja fontosnak. Ebben a gondolkodásmódban benne van az északi és nyugati országok földrajzi adottsága (egyes országok pl. Norvégia vízfolyásaira a plankton a rövid tartózkodási idő miatt nem jellemző) ill. az a kellemes állapot, hogy szennyvizeik döntő hányada tisztítva éri el a befogadót, s annak csak növényi tápanyag tartalmát növelheti, szaprobitását

közvetlenül nem. Az egykori keleti blokk országaiban a merített planktonminta vizsgálata során végzett szaprobiológiai elemzéseknek komoly hagyományai vannak. A merített minta döntőrészben fitoplanktont tartalmaz, ám fontos információval szolgálnak a látható mérettartományba eső baktériumok, heterotróf nanoflagelláták és ciliáták is. A plankton alapú szaprobiológiai elemzések az előforduló szervezetek relatív gyakoriságán alapulnak. Ellentétben a trofitás-biológiával, amely mint rendszer, leginkább a klorofill- tartalomra épül, a szaprobiológia alapvetően taxon központú. A szaprobiológia fejlesztői szinte minden fitoplankton szervezetet beraktak egy szaprobitási zónába, és azt is megadták, milyen erős indikátornak tekinthető. Az algák alapvetően autotróf élőlények, de számos csoportjukra a mixotrófia jellemző, így ezek szerepeltetése a szaprobiológiai indikátorok között evidens. A pusztán autotróf szervezetek pedig amiatt vehetők számításba, mert különbözőképpen reagálnak a szerves terhelés mellékzöngéiként jelentkező anaerobiára, toxikus anyagokra (H_2S, NH_3), vagy a heterotróf szervezetek jelenlétére. A szaprobiológiát kialakulása óta számos kritika érte (Steinmann és Surbeck 1918, 1922; Gaufin és Tarzwell 1956; Hynes 1960, 1970; Allanson 1961; Caspers és Schulz 1960, 1962; Elster 1962, 1966; Bartsch és Ingram 1966; Sladecek 1973). E kritikák érintették a rendszer merevségét a taxonómiai problémákat, az indikátor fajok helytelen megadását, a rendszer pusztán empirikus jellegét, érzéketlenségét az enyhe terhelésre, stb. A számos kritika ellenére a szaprobiológiai rendszerek részben ma is használatban vannak, részben pedig bizonyos elemei át lettek ültetve modernebb minősítési rendszerekbe. (A Padisák és mtsi (2006) valamint a Borics és mtsi (2007) rendszerekben szereplő W0 ill, W1 kodonok dominanciája, bizonyos víztípusokban már inkább utal szaprobiológiai semmint trofitási problémára.). A rendszer túlélését éppen a kritikák segítették, mert ezek nyomán a rendszer folyamatosan finomodott (Gulyás 1998). A rendszer túléléséhez szintén nagyban hozzájárult az a tény, hogy a trofitással ellentétben a szaprobiológiai zónák a folyókra viszonylag jól definiáltak, s azok a szerves terhelés kémiai (biokémiai) mérőszámaival is jellemezve vannak. Sőt a szaprobiológiai indikátor fajok is többnyire úgy lettek megadva, hogy a szervezetek előfordulását vizsgálták a BOI, vagy KOI_{sMn} adott tartományaiban. A szaprobiológiai rendszereknek számos változata ismert. Ezek bemutatása kritikai áttekintése Sladecek (1973) munkájában olvasható. A rendszerek több kémiai paraméterekre adnak becslést a szaprobitás zónáinak megfelelően. Ezek egységes bemutatására készült el a (20. táblázat) melyhez Leithe 1972, Sladecek 1973, és Felföldy 1987 munkái nyújtottak segítséget.

20. táblázat: a szaprobitás fokozatai, a hozzájuk tartozó indexekkel, kémiai értékekkel, biocönotikai osztályokkal, folyóvízi szinttájakkal, és trofitási kategóriákkal, Leithe (1972), Sladecek (1973), és Felföldy (1987) alapján.

	Pantle-Buck index	Oxigén Telítettség (%)	BOI (mgl^{-1})	KOI_{sMn} (mgl^{-1})	KOI_{Cr} (mgl^{-1})	Biocönotikai osztály (Illies 1961)	Folyó vízi szinttáj	Tofitás
Katarobikus	0-0,5	>60		<1		Krenon		Atrofikus
Oligoszaprobikus	0,51-1,30	>50	<2	1-1,5	<2	Epirhitron Metarhitron	pisztráng szt.	Oligotrofikus
Oligo-béta mezoszaprobikus	1,31-1,80		2-4	1,51-2,5	2,1-6	Hyporhitron	Pénzes pér szt.	Mezotrofikus
Béta-mezoszaprobikus	1,81-2,30		3-5	2,51-5,0 (4,0)*	6,1-10	Epipotamon	Márna	Eutrofikus
Alfa-béta mezoszaprobikus	2,31-2,80	>40	4-7	5,1-10	10,1-20	Metapotamon Hypopotamon	Dévér szt.	Eutrofikus
Alfa-mezoszaprobikus	2,81-3,30		7-15	10,1-30	20,1-70		Dévér szt	Eutrofikus
Alfa-mezo-poliszaprobikus	3,31-3,80	>20	15-50	30,1-60	70,1-200		Ponty szt.	Hipertrofikus
Poliszaprobikus	3,81-4,0	<20	>50	>60	>200			
Euszaprobikus	>4							

A fenti táblázatban szereplő értékek több évtizeddel ezelőtti munkák eredményei, azonban ismerve az újabb irodalmakban található értékeket (Hellawell 1986, Chapman és Kimstach 1992), változtatásuk nem indokolt.

A fenti rövid összefoglaló alapján úgy véljük, hogy lehetőség van a feltett kérdéseket értelmezni, s azokra remélhetőleg kielégítő választ adni.

- *Feltártak-e a minősítéshez használható különböző indexek és a kérdéses kémiai komponensek között összefüggéseket?*

Tekintettel arra, hogy a szerves terhelés mértékét mérő szaprobitási indexek szaprobiológiai indikátor fajokon alapulnak, és ezen indikátor szervezetek konkrét kémiai értékekhez való kötődésük alapján lettek definiálva, a válasz egyértelműen igen (táblázat).

Ugyancsak kérdés volt, hogy

- *Javasoltak-e a kérdéses kémiai komponensekre a fitoplankton állapotára alapozva határértékeket?*

A szaprobiológiai rendszerek logikai felépítése a kérdésben megfogalmazott logikával ellentétes irányú. A kémiai háttérváltozók értékeinek bizonyos intervallumában, a szaprobitás indexek bizonyos értékei jellemzőnek mondhatók (táblázat).

Szintén kérdésvolt, hogy

- *Található-e kvalitatív jellegű leírás, ahol a pontszerű és a diffúz terhelések mértékét, a mért tápanyag- és szervesanyag-koncentrációkat és a fitoplankton állapotát értékelték/elemezték?*

A szaprobiológia létrejöttét éppen a pontszerű szerves szennyezések hívták elő. Míg a trofitással kapcsolatos munkák alapvetően immisszió jellegű vizsgálatok voltak, addig a szaprobitást a pontszerűen jelentkező szerves emisszió kutatása vitte előre. A szaprobiológiai irodalomban se szeri, se száma az ilyen típusú szennyezések lefolyását bemutató közleményeknek. A diffúz terhelés azonban nehezen megfogható probléma. Számos víztípus esetén a diffúzan érkező alloszaprobitás nem választható el a rendszer természetes autoszaprobitásától.

A kémiai határértékek véleményezése

Az alábbiakban véleményezzük a folyóvizek jó ökológiai állapotára vonatkozó kémiai határértékekre tett javaslatot

21. táblázat: javaslat a folyóvizek jó ökológiai állapotára vonatkozó kémiai határértékekre (a jó és a közepes állapot közti osztályhatár, éves átlag koncentrációkra, Vituki Innosystem KFT)

Kom-ponens	**Hegy/ dombvidéki kisvízfolyások (1,2,3,4,5,8,9 típusok)**	**Hegy/ dombvidéki közepes és nagy folyók (6,7,10 típusok)**	**Síkvidéki kisvízfolyások (11,12,15,16,17 típusok)**	**Síkvidéki közepes és nagy folyók (13,14,18, 19,20 típusok)**	**Síkvidéki, szerves mederanyagú vízfolyások (21, 22 típusok)**
Vezető-képesség (µS/cm)	300 (szilikátos) 900 (meszes)	600	700	600	900
Oxigén telítettség* (%)	80 - 100	70 – 110	60 – 110	70 – 110	60 - 110
BOI_5 (mg/l)	4	5	6	5	4
KOI_{cr} (mg/l)	20	22	25	25	40
NH4-N	0.3	0.4	0.5	0.4	0.4

(mg/l)					
NO2-N (mg/l)	0.05	0.05	0.05	0.05	0.05
NO3-N (mg/l)	3	3	3	3	3
Összes N (mg/l)	5	5	5	5	5
PO4-P (mg/m^3)	100 (50**)	100 (50**)	150 (80**)	150 (80**)	150 (80**)
Összes P (mg/m^3)	200	250	400	300	400

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

A vezetőképességgel kapcsolatosan sem a trofitásbiológiai sem pedig a fitoplankton alapú szaprobiológiai rendszerek nem adnak támpontot.

Az oxigéntelítettség értékeire a szaprobiológiai rendszerek ismeretében azt tudjuk mondani, hogy elfogadhatóak, (sőt az irodalmi értékeknél több esetben szigorúbbak is) változtatásuk nem indokolt.

A fitoplankton vizsgálatokon alapuló több ezer szaprobitás elemzés hazai eredményei (Borics és mtsi. 2002) a Pantle-Buck index – BOI viszonylatában, összhangban vannak a 20. táblázatban feltüntetett értékekkel. Ennek tudatában tehetünk javaslatot a BOI határértékekre.
A folyóvizek első csoportja esetén a 4 mgl^{-1}-es érték túlzottan engedékeny. A 3-as érték reálisabbnak tűnik. A magasabb rendű vízfolyások esetén az értékek elfogadhatók.
(Meg kell jegyezzem, hogy pl. a Fekete- a Fehér-Körös és a Kettős-Körös is, éves átlagban 2 mgl^{-1}körüli értékeket produkál.)

A hazai szaprobiológiai vizsgálatok és a KOI_{Cr} értékek közötti kapcsolatról átfogó elemzés nem készült. Ennek hiányában szintén a 20. táblázatban lévő eredményekre támaszkodhatunk.
A folyóvizek első csoportja esetén a határérték túlzottan engedékeny. *(A Körösök alföldi voltuk ellenére tudják a 10 körüli értéket hozni.)* Érdemes lenne a csoportot megbontani és a rhitrális típusokra egy szigorúbb 10 körüli értéket megadni. A magasabb rendű dombvidéki és az alföldi márnás vizek esetén lehetne magasabb az érték, de 20 alatti. Az alföldi kis és nagy vízfolyások esetén KOI_{Cr}=20 mgl^{-1}-értéket javaslunk.

A nitrogénformák közül az ammónium-ion fontos indikátora a szerves terhelésnek, de ennek ellenére a szaprobiológiai irodalomban alig található olyan összevetés, ami a limnoszaprobikus tartomány (katharobikustól a poliszaprobikusig) egyes fokozataiban jellemző értékekről szolgálna értékelhető információval. Ebből adódóan a határértékek áttekintésekor az e tanulmányban a nitrogénre vonatkozó elméleti és gyakorlati fejezetre, valamint Felföldy (1987) munkájára támaszkodhatunk. A nitrogénformákra vonatkozó határértékek megadásakor foglalkoznunk kell az abszolút értékekkel és az arányokkal is. Az abszolút értékek tekintetében olyan adataink vannak, mint a limitáló értéknek tekinthető összes oldott nitrogén=100μgl^{-1} (Sas, 1989), a TN 1300-1700μgl^{-1} -es tartomány, melyben a fitoplanktonnak valamilyen reakciója még elképzelhető (Phillips és mtsi. 2008), valamint a természetes állapotú kisvízfolyásokra vonatkozó háttér koncentráció adatok TN=0,375μgl^{-1} (Meybeck, és Helmer, 1989). *(A Fekete körös időnként tud 0,3-as össz. nitrogént produkálni!)* Az arányok tekintetében Felföldy megállapításai tekinthetők mérvadónak, mi szerint a felső szakaszon a szerves N formák aránya a legnagyobb, azt követi a nitrát, míg az ammónium koncentáció (és természetesen a nitrit) elenyésző. Meybeck és Helmer szerint ez az arány SzN/NO_3-N/NH_4-N=70/26/4. A vízfolyások alsó szakaszán a spektrumban már a nitrát az uralkodó a szerves-nitrogén 25% körüli, és mindig van ammónium is. Mindezeket figyelembe véve azt javasoljuk, hogy a rhitrális típusokat, melyekben a szerves-nitrogén

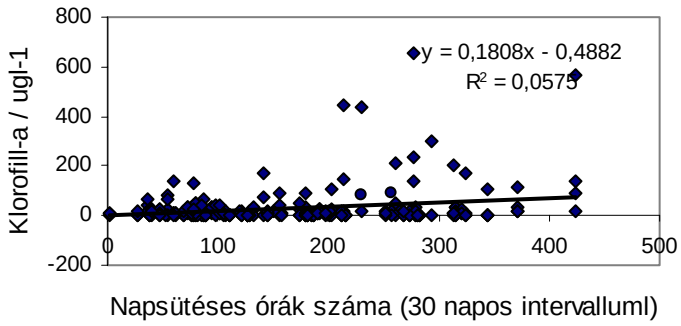
dominanciája lenne elvárható el kell különíteni. Ezek esetén a TN=5mgl^{-1}) érték tarthatatlan. A TN esetén a mezotróf kategória felső határa TN=1500 µgl^{-1}még tűrhető kompromisszum lenne, és ökológiai szempontból védhető. Így a határérték a nitrogénformák arányát ismerve SzN-N/NO_3-N/NH_4-N/NO_2-N =1000/400/60/40µgl^{-1} lehetne.
Folyásirányban haladva a NO_3-N aránya növekszik, Felföldy (1987) szerint 50% fölé emelkedik. Ez a jelenlegi határértékeknél is így van, de az összes nitrogén értékét rendkívül magasnak tartjuk. *(A Tisza Tiszaszigetnél 1 mgl^{-1}-nél kisebb összes nitrogén értékeket is produkál)* A vízfolyások potamális részén ezért egy hozzávetőleg 3 mgl^{-1} összes nitrogén értéket tartunk elfogadhatónak (a jelenlegi arányok megtarthatók), jóllehet amint említettük a TN= 1300-1700 µgl^{-1} érték fölötti tartomány a fitoplankton számára már indifferens.

Az összes foszfor és az ortofoszfát-foszfor esetén a fitoplankton szempontjából kitüntetett jelentősége van a limitáló szintnek, mely összes-foszfor esetén 5-10 µgl^{-1} (Sas 1989), míg ortofoszfát esetén a ~3 µgl^{-1} (Reynolds 2006). Szintén jelentősége lehet a 100 µgl^{-1} összes foszfor értéknek, mert az e fölötti tartomány a fitoplankton számára ugyancsak indifferens.
A természetes állapotú hegyvidék kisvízfolyások összes-foszfor koncentrációja ~10 µgl^{-1}, míg a magasabb rendű alföldi folyók esetén a természetes háttér koncentráció ~80 µgl^{-1} érték lehetett (Smith és mtsi. 2003). Szintén fontos információ, hogy az ortofoszfát foszfor aránya természetes vizekben az összes foszfor tartalomnak kisebb mint 5%-a (Wetzel 2001).
Az alacsonyabb rendű vízfolyások esetén, amennyiben ezek a vizek nincsenek tározva drasztikusan magas foszforkoncentrációknak sincs hatása az adott vízfolyás fitoplanktonjának mennyiségére, mert a tartózkodási idő minimális. Ez még a dombvidéki és bizonyos esetekben a hegyekhez közeli alföldi folyókra is igaz. Azt, hogy e vizekre mégis szigorúbb határértékeket kellene megadni azt az alsó szakaszok védelmében kell megtenni, ill. azért mert a tározások esetén a tartózkodási idő már kellően nagy ahhoz, hogy kellemetlen algásodás meginduljon. Éppen ezért hasonlóan korábbi javaslatainkhoz, a folyóvizek első csoportjából javasoljuk kiemelni a rhitrális vízfolyásokat, és ezekre feltétlenül szigorúbb határértékeket (TP<100 µgl^{-1}) kell megadni, s ezen belül az ortofoszfát foszfor koncentráció arányának sem volna szabad magasnak lennie. A folyásirány szerint a foszfor koncentrációja növekedhet, de a táblázatban szereplő értékeket túlzottan magasnak tartjuk, az ortofoszfát foszfor aránya pedig rendkívül nagy. Fontos megjegyeznünk, hogy az irodalomban található néhány utalás a TP/SRP arányra vonatkozóan nem adhat elégséges támpontot a határértékek megadásához. Ehhez feltétlenül szükséges a hazai adatbázis alapján minden egyes típusban külön megvizsgálni a foszforformák közötti összefüggést, s ennek ismeretében lehet javaslatot tenni a határértékekre.

A terhelés – biomassza összefüggés zavaró tényezőinek vizsgálata

A terhelések és a fitoplankton biomasszája közötti összefüggések között (abban a tápanyag tartományban melyek vizeinket jellemzik) meglehetősen nehéz összefüggést kimutatni. Ez csak részben magyarázható azzal, hogy a tápanyagtartalom messze meghaladja a limitáció értékét. Egyéb tényezőknek mint pl. a hidrometeorológiai helyzetnek esetenként jóval nagyobb a befolyása. A vízfolyások trofitásával számos irodalom foglalkozik (lásd a Nagy folyók fejezet) kitérve a tartózkodási idő és a lebegőanyag tartalom szerepére. A meteorológiai helyzettel pontosabban a napfénytartam szerepével azonban nem foglalkozik az irodalom.
A napfénytartam szerepét a Magyar Meteorológiai Szolgálat adatai (napsütéses órák száma) és néhány a Debrecen környéki tározó aktuális klorofill-a értékeinek elemzésével vizsgáltuk. Arra voltunk kíváncsiak, hogy a klorfill a tartalom miként változik a mintavételt megelőző napfénytartam függvényében. A napfénytartamot a mintavételt megelőző 5, 10 és 30 napos időszakra adtuk meg. A vizsgálataink alapján elmondható, hogy – meglepő módon – az 5 és 10 napos időszakok napfénytartamával a klorofill a tartalom nem mutatott szignifikáns összefüggést. A 30 napos időszak esetén szignifikáns összefüggés volt megfigyelhető. Meg kell azonban említeni, hogy az összefüggés a varianciának kevesebb mint 6%-át magyarázza (ábra).

A klorofill-a tartalom változása a napfénytartam függvényében



A vizsgálataink alapján elmondható, hogy a hidrometeorológiai szituáció amennyiben meghatározó a trofitás szempontjából az elsősorban nem napfénytartam miatt jelentkezik. Jóval nagyobb szerepe lehet sekély tavaink esetén a szél által fölkevert lebegőanyagnak, mely a tavak fényklímáját sokkal markánsabb módon befolyásolja, mint a direkt napsütés időtartamában bekövetkező változások.

Határérték-javaslatok az élőlényegyüttes(ek) alapján becsülhető határértékekre Az alkalmazás feltételei. A bizonytalanság feltüntetése esetleg „tól-ig" értékekkel.

Javaslatok a fizikai és kémiai jellemzők jó-közepes határértékeire a fitoplankton minősítés alapján

A folyóvizek fitoplankton alapján történő minősítése kidolgozásra került. A VKI által javasolt három jellemző, a fitoplankton mennyiségét jelző klorofill-a tartalom, a minőségi összetétel, és a vízvirágzás gyakorisága közül az első kettőt vettük figyelembe az index megadásakor. Külön képeztünk metrikát a klorofill-a határértékek és a fajösszetétel alapján, majd vizsgáltuk a metrikák viszonyát a fontosabb fizikai és kémiai jellemzőkkel. A vizsgálat eredményei több esetben igazolták, hogy a metrikák és a fizikai-kémiai értékek között szignifikáns összefüggés van. A két metrika azonos jellemzővel történő összevetésekor az R^2 értékek között nem volt lényeges eltérés, így lehetőség adódott arra, hogy a metrikákat egyesítsük. A metrikák egyesítése során többféle lehetőséget teszteltünk, így a két metrika átlagát, és a súlyozott átlagokat is. A legerősebb korrelációt akkor kaptuk, ha a két metrikát úgy

átlagoltuk, hogy abban a klorofill-a metrikáját kétszeres súlyfaktorral vettük figyelembe. Jelenleg tehát ezt tekintjük a folyóvízi fitoplankton metrikának, és ezzel kalkuláltunk akkor, amikor a kémiai határértékekre tettünk javaslatot.

Módszer

A fizikai és kémiai paraméterek aktuális értékeit ábrázoltuk a fitoplankton metrika függvényében. Ahol szignifikáns összefüggést találtunk, ott a fitoplankton mérőszám jó–közepes határértékéhez tartozó függőváltozó értékét adtuk meg. Ezt javasoljuk tehát az adott kémiai változó jó-közepes osztályhatárának.

Ahol szignifikáns összefüggés nem volt kimutatható, ott azt vizsgáltuk, hogy a fitoplankton alapján kiválónak és jónak ítélt vizek milyen hányada (hány százaléka) esik a korábban javasolt határértékek alatti tartományba. A határérték akkor a tekinthető jónak, ha ez a százalékos érték 75-90 körüli. (Egy adott paraméterre a jó közepes osztályhatár megadása gyakran történik úgy, hogy a referenciálisnak tekinthető vizek valamely magas (75 fölötti) percentilisét veszik alapul.) Ezek a kémiai paraméter határok, az adott élőlénycsoport szempontjából a jó állapot eléréséhez szükséges, de nem elégséges feltételként értelmezhetőek.

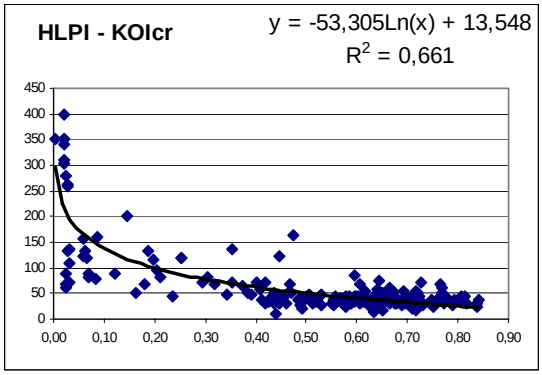
Amennyiben az általunk megadott %-os érték alacsony, akkor az szigorú, ha magas 100, ill. a körüli, akkor engedékeny, magasan megállapított határértékre utal.

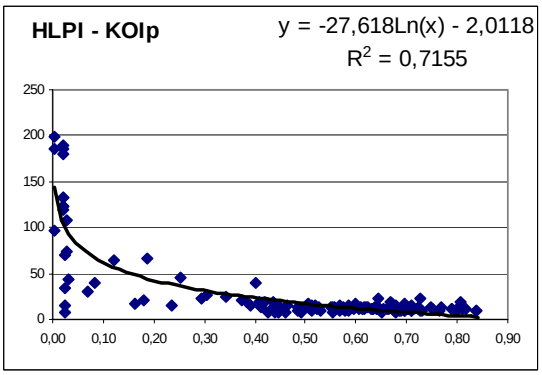
Az alábbi táblázat celláiban amennyiben egyetlen szám található az a regresszió egyenese alapján kapott határérték. Amennyiben egy x/zy formula olvasható, az azt jelenti, hogy a javasolt x határérték alatt zy % ban fordulnak elő a fitoplankton index alapján jónak és kiválónak értékelt vizek.

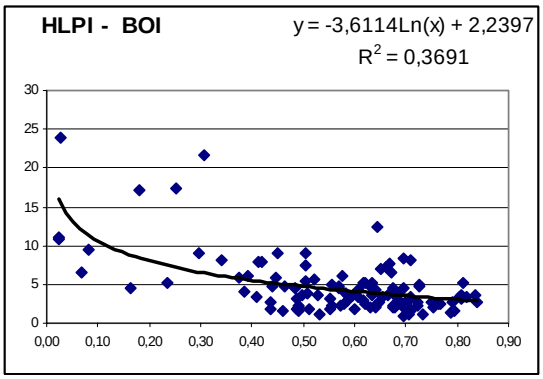
	1 (1,2,3,4,5,8,9, **13**)	2 (6,7,10)	3 (11,12,15,16,17)	4 (14,18,19,20)	5 (21,22)	6 (26)
Oxigén telítettség	80-100/30; 60-100/83; 70-100/56	75-100/75	60-100/54	60-100/81	60-100/50	60-100/64
BOI	**3,4**	**4,2**	4/75	**3,54**	4/50	4/77
KOIcr	**20,9**	**21,5**	**34,6**	**31**	**26**	35/66
NH4-N	0,3/87	0,3/75	0,5/83	0,5/95, 0,3/93	0,2/83	0,4/61
NO2-N	0,03/87	0,05/50; 0,06/75	0,05/91	0,05/86	0,02/66	0,05/72
NO3-N	3/74	1,5/75	0,6/91	2/90	1/66	0,5/51
Összes N	5/81	4/100	4/100	4/65	2/66	3/62
PO4-P	200/66	**700**	200/69	200/80	200/66	200/61
Össze P	200/75	**Nincs adat**	500/61	400/66	**Nincs adat**	400/55

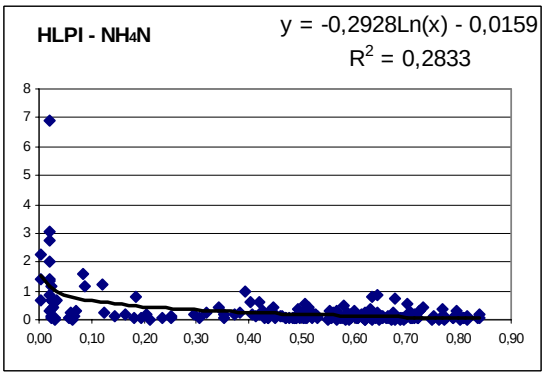
Javaslat a terhelés fő paramétereire az állóvizek fontosabb típusai esetén.

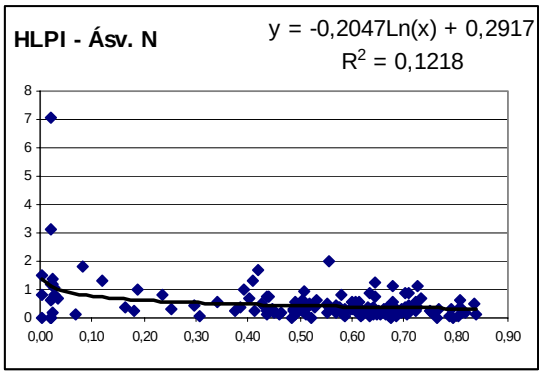
Ahhoz, hogy a terhelés fő típusait valamennyi tótípus esetén vizsgáljuk nem áll rendelkezésre kellő számú adat. Lehetőség erre a 13 tótípus esetén adódott, ami annyiban szerencsés, hogy tavaink döntő része ebbe a típusba tartozik. Az alábbiakban olyan ábrák láthatók melyek a Magyar Tavi Fitoplankton Index függvényében mutatják azon kémiai paraméterek változását, melyekkel a kapcsolat fönnáll.

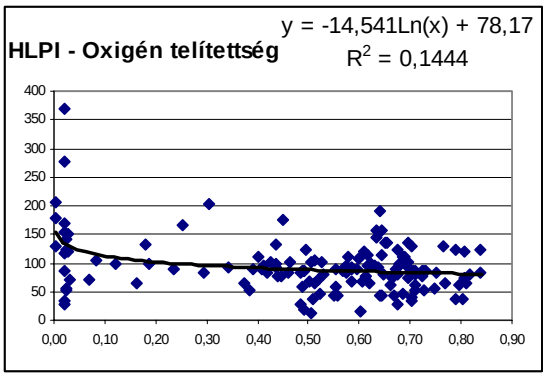


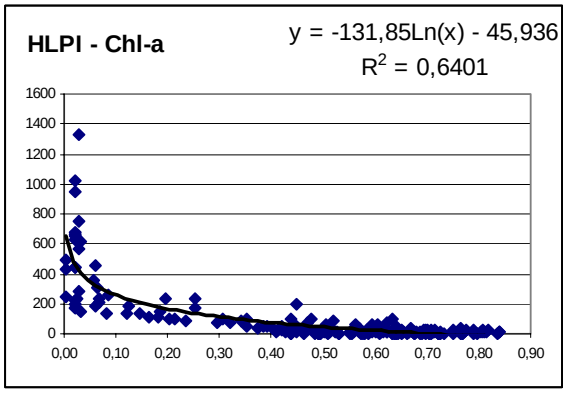












A tavi index nem mutatott összefüggést az összes-foszfor és az ortofoszfát-foszfor koncentrációkkal, ezért annak ábráját nem szerepeltettük. Szoros összefüggés volt u.akkor megfigyelhető a szerves terheléshez kapcsolódó kémiai paraméterekkel. Ez azért fontos, mert tavaink ökológiai értékelésében jelenleg azok az élőlénycsoportok, melyek a szerves terhelést hivatottak jelezni nem kaptak még szerepet, mert ezeket illetően nincs elfogadott értékelő módszer.

Az adatbázisban előforduló vízterek ismeretében javaslatot teszünk azokra, melyek a referencia állapothoz közeliek, így paramétereik valamilyen leíró statisztikája esetleg megfeleltethető a referencia állapot, vagy a H/G határértéknek.

A tavi fitoplankton index kifejlesztésekor elemeztük ill. értékeltük a tavakra vonatkozó klorofill-a adatokat. Ez alapján arra a megállapításra jutottunk, hogy referenciálisnak csupán a Fertő-tó tekinthető.
A folyóvizek esetén valamennyi rendelkezésre álló adat áttekintését követően kiemeltük azokat, melyek akár referenciálisnak is tekinthetők. Ezek a vízfolyások a „klorfolyó1029" excelfájban találhatók.

Zárszó

Legalább 2004 óta magyar hidrológusok és ökológusok hada foglalkozik a VKI hazai implementálásával kölönféle „konstrukciók” keretében. Az ökológusokra eddig (az ECOSURV felmérést leszámítva) az a feladat hárult, hogy „szakértői becslés” alapján válaszoljanak meg olyan kérdéseket, melyek sokszor alapkutatási szinten sem tisztázottak. A szakértői becslés egy bizonyos pontig elfogadható, azon túl azonban akkora a bizonytalansága, hogy reélis eredményt nem lehet tőle várni. Jelen megbízásás megfogalmazása valamint a fenti „pótlólagos kérdések” felvetése egyértelműen arra mutat, hogy hazánkban általánosan elfogadhatatlanul alacsony szintűek az ökoszisztéma funkciókkal és szerkezetekkel kapcsolatos tudás.

Véleményünk szerint a VKI hazai implemetálása terén célzott, összahangolt TÉNYLEGES FELMÉRÉSEK ÉS KUTATÁSOK nélkül továbblépni nem lehet.

Irodalomjegyzék

Ahlgren, G. (1970): Limnological studies of New Noeviken, an eutrophicated Swedish lake. II. Phytoplankton and its production. Schweiz. Z. Hydrol. 32: 333-396.

Allanson, B. R. (1961): Investigations into the ecology of polluted inland. waters in the Transvaal. Part I. Hydrobiologia. 18: 1-76.

Antia, N. J., C. D. McAllister, T. Parsons, K. Stephans & J. D. H. Strickland (1963): Further measurements of primary production using large volume plastic sphere. Limnol. Oceanogr. 8: 166-183.

Baffico G. D., M. M. Diaz, M. T. Wenzel, M., Koschorreck, M., Schimmele, T. R. Neu & F. Pedrozo (2004): Community structure and photosynthetic activity of epilithon from a highly acidic (pH < 2) mountain stream in Patagonia, Argentina. Extremophiles 8: 463–473.

Bartsch, A. F., Ingram, W. M. (1966): Biological analysis of water pollution in North America. Verh. Znt. Verein. Theor. Angew. Limnol. 16, 786-800.

Berman, T. & Z. Dubinsky (1985): The autecology of Peridinium cinctum fo. westii from Lake Kinneret. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie 22: 2850-2854.

Berman, T. & U. Pollingher (1974): Annual and seasonal variation of phytoplankton, klorofill-a and photosynthesis in Lake Kinneret. Limnol. Oceanogr. 19: 31-54.

Bindloss, M. E., A. V. Holden, A. E. Bailey-Watts & I. R. Smith (1972): Phytoplankton production, cehmical and physical conditions in Loch Leven. In: Kajak, Z. & A- Hillbricht-Ilkowska (eds.) Productivity problems of freshwaters. Proc. IBP-UNESCO Symp, Poland, 639-659.

Bird, D. F. & J. Kalff (1986): Bacterial grazing by planktonic algae. Science 231: 493-495.

Bird, D. F. & J. Kalff (1987): Algal phagotrophy: regulating factors and importance relative to photosynthesis in Dinobryon (Chrysophyceae). Limnology and Oceanography 32: 277-284.

Borics, G., G. Várbíró, I. Grigorszky, E. Krasznai, S. Szabó & K. T. Kiss (2007): A new evaluation of potamo-plankton for the assessmant of the ecological status of rivers. Arch. Hydrobiol, Large Rivers 17: 465-486.

Borics, G., Várbíró, G., Grigorszky, I., (2002): A biológiai vízminősítés lehetőségei planktonikus élőlényközösségek alapján. Hidrológiai Közlöny 83. 22-24.

Bossard, P., S. Gammeter, C. Lehmann, F. Schanz, R. Bachofen, H. R. Bürgi, D. Steiner & U. Zimmermann (2001): Limnological description of the Lakes Zürich, Lucerne, and Cadagno. Aquatic Sciences 63: 225-249.

Boston H. L. & W. R. Hill (1991): Photosynthesis-light relations of stream periphyton communities, Limnol. Oceanogr. 36: 644-656.
Braun-Blanquet, J. (1951, 1964): Pflanzensiziologie. Springer, Wien.
Brettum, P. (1989): Alger som indikatorer pa vannkvalitet i norske innsjoer. Planteplankton. NIVA, Postbox 33, Blindern. Oslo.
Carvalho, L., A. Solimini, G. Phillips, M. van den Berg; O.-P- Pietiläinen; A. Lyche Solheim; S. Poikane & U. Mischke (2008): Chlorophyll reference conditioins for European lake types used for intercalibration of ecological status. Aquatic Ecology 42: 203-211.
Caspers, H., Schulz, H. (1960): Studien zur Wertung der Saprobiensysteme. Erfahrungen ann einem Stadtkanal Hamburgs. Int. Rev. Hydrobiol. 45: 535-565.
Caspers, H. and Schulz, H. (1962): "Weitere Unterlagen zur Prufung des Saprobiensystems." Int. Rev. ges. Hydrobiol. 47: 100- 117.
Chapman, D.; Kimstach, V.(1992): The Selection of Water Quality Variable In: Water Quality Assessments (Chapman, D. Ed.) Chapman and Hall Ltd., London pp. 626.
Chow-Fraser, P., Trew, D. O., Findley, D., Stainton, M. (1994): A test of the hypothesis to explain the sigmoidal relationship between total phosphorus and chlorophyll a concentrations in Canadian lakes. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 51: 2052–2065.
Clasen J, Bernhardt, H. (1980): OECD Eutrophication programme. Shallow lakes and reservoirs project. Final report. Water Research Centre. Marlow UK.
Cleveland, WS. (1979): Robust locally weighted regression and smoothing scatterplots. J Am Stat Assoc 74:829–836.
Coesel P. F. M. (1993): Poor physiological adaptation to alkaline culture conditions in Closterium acutum var. variabile, a planktonic desmid from eutrophic waters. European Jounal of Phycology 28: 53-57.
Coesel P. F. M. & K. Wardenaar (1994): Light limited growth and photosyntehtic characteristics of two planktonic desmid species. Freshwater Biology 31: 221-226.
Collins C.D., Boylen, C. W. (1982): Physiological responses of Anabaena variabilis (Cyanophyceae) to instantaneous exposure to various combinations of light intensity and temperature. Journal of Phycology 18: 206-211.
Dauta, A. (1982): Conditions de developpement du phytoplancton etude comparative du comportement de huit especes en culture. I. Detarmination des parameters de croissance en fonction de la lumiere et de la temperature. Annales de Limnologie 18: 217-262.
Davoult D., Migné, A., Spilmont, N. (2004): Multiscale in Situ Measurements of Intertidal Benthic Production and Respiration, Handbook of scaling methods in aquatic ecology: measurements, analysis, simulation, 97-107.
Desortova, B. (1981): Relationships between chlorophyll-a concentratioin and phytoplankton biomass in several reservoirs in Czechoslovakia. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 66: 153-169.
Dévai, I., Delaune, R.D. (1995): Evidence for phosphine production and emission from Lousiana and Florida marsh soils. Organic Geochemistry 23: 277-279.
Dillon, P.J., Rigler, F.H. (1974): The phosphorus–chlorophyll relationship in lakes. Limnol Oceanogr 28:792–795.
Dodds, W. K., Biggs, B. J. F., Lowe, R. L. (1999): Photosynthesis-irradiance patterns in benthic microalgae: variations as function of assemblage thickness and community structure, J. Phycol. 35: 42-53.
Dokulil, M., Mayer, J. (1996): Population dynamics and photosynthetic rates of a Cylindrospermopsis-Limnothrix association in a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. Algological Studies 83: 179-195.
Downing J, McCauley E (1992): The nitrogen–phosphorus relationship in lakes. Limnol Oceanogr 37:936–945.

Edmundson, J. A. Carlson, S. R. (1998): Lake typology influences on the phosphorus chlorophyll relationship in subarctic, Alaskan lakes. Lake Reserv. Management 14: 440-450.
Elster, H . J. (1962): Seetypen, Fliessgewassertypen and Saprobiensystem . Int. Rev. Hydrobiol. 47 (2): 211-218.
Elster, H. J., (1966): Über die limnologischen Grundlagen der. biologischen Gewasser-Beurteilung in Mitteleuropa. Verh. int Ver. Limnol. 16: 775 785.
Farmer, A.M., Boston, H.L. Adams, M. S. (1988): Photosynthetic characters of a deepwater bryophyte from a clear, oligotrophic lake in Wisconsin, U. S. A. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie 23: 1912-1915.
Felföldy, L. (1974): Biológiai vízminősítés. Vízügyi Hidrobiológia 3, VÍZDOK, Budapest.
Felföldy, L. (1987): A biológiai vízminősítés. 4. kiad. In: Vízügyi Hidrobiológia 16. œ VGI., Budapest, 258 pp.
Felip, M., Catalan, J. (2000): The relationship between phytoplankton biovolume and chlorophyll in a deep oligotrophic lake: decoupling in their spatial and temporal maxima. J. Plankton Res. 22: 91–105.
Fisher, D. J. (1973): Geochemistry of minerals containing phosphorus. In Griffith és mtsi. (szerk). Environmental phosphorus handbook: 141-152, John Wiley & Sons, Inc., New York.
Flik B.J.G. (1985): Measurements of time dependent inhibition and recovery of a laboratory culture of Chlorella sp. at various light intensities. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie 22: 2888-1-2892.
Flipo N., C. Rabouille, M. Poulin, S. Even, M.-H. Tusseau-Vuillemin & M. Lalande (2007): Primary production in headwater streams of the Seine basin: The Grand Morin river case study. Science of the Total Environment 375: 98–109.
Forsberg, C., Ryding, S. O. (1980): Eutrophication parameters and trophic state indices in 30 waste-receiving Swedish lakes. Archiv für Hydrobiologie 89: 189-207.
Foy, R. H., Gibson, C.E. (1982b): Photosynthetic characteristics of planktonic blue-green algae: changes in photosynthetic capacity and pigmentation of Oscillatoria redekei Van Goor under high and low light. Phycological Journal 17: 183-193.
Foy, R. H., Gibson, C.E. (1982a): Photosynthetic characteristics of planktonic blue-green algae: The response of twenty strains grown under high and low light. British Phycological Journal 17: 169-182.
Gaufin, A.R, Tarzwell, C.M. (1956): Aquatic macroinvertebrate communities as indicators of. pollution in Lytle Creek. Sew. Ind. Wastes, 28, 906-924.
Grigorszky, I., S. Nagy, L. Krienitz, K. T. Kiss, M. M. Hamvas, A. Tóth, G. Borics, C. Máthé, B. Kiss, G. Borbély, G. Dévai & J. Padisák (2000): Seasonal succession of phytoplankton in a small oligotrophic oxbow and some consideration to the PEG model. Verh. Internat. Verein. Limnol. 27: 152-156Hamblin, P. F. & Hollan, E. (1978): On the gravitational seiches of Lake Constance and their generation. Schweiz. J. Hydrol. 40: 119-154.
Grigorszky, I., J. Padisák, G. Borics, C. Schitchen and G. Borbély, (2003): Deep chlorophyll maximum by Ceratium hirundinella (O. F. Müller) Bergh in a shallow oxbow in Hungary. Hydrobiologia 506-509: 209-212. G.-Tóth, L. & Padisák, J. (1982): Kísérlet a Balaton tihanyi térsége eutrofizálódásának több tényezős becslésére I. Bevezető meggondolások, módszerek, algológiai mutatók. Botanikai Közlemények 69: 71-84.
Grobbelaar, J. U. (1994): The role of turbulence and light/dark cycles on the photosynthetic rates of phytoplankton. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie 25: 2242-2244.
G.-Tóth, L., Padisák, J. (1983): Kísérlet a Balaton tihanyi térsége eutrofizálódásának több tényezős becslésére II. Bakterioplankton, zooplankton, szerves szén. Botanikai Közlemények 70: 91-96.

G.-Tóth, L., Padisák, J. (1984): Kísérlet a Balaton tihanyi térsége eutrofizálódásának több tényezôs becslésére III. Megbeszélés, az eutrofizálódás egy nagy időléptékű fejlődésmodellje. Botanikai Közlemények 71: 7-16.
Gächer, R., Bloesch, J. (1985): Seasonal and vertical variation in the C:P ratio of suspended and settling seston of lakes. Hydrobiologia 128: 193-200.
Gulyás, P. (1998): „Szaprobiológia indikátorfajok jegyzéke" „List of saprobiological indicator species" Bp. KGI, 1998. 96 p., VTKV-6.
Hamilton, D. P., Mitchell, S.F. (1988): Effects of wind on nitrogen, phosphorus and Chlorophyll in a shallow New Zealand lake. Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 624-628.
Håkansson, L., T. Blenckner, A. C. Bryhn, S. S. Hellström (2005): The influence of calcium on the chlorophyll–phosphorus relationship and lake Secchi depths. Hydrobiologia 537: 189-207.
Harris G.P., S. I. Heaney S.I. & J. F. Talling (1979): Physiological and environmental constraints in the ecology of the planktonic dinoflagellate Ceratium hirundinella. Freshwater Biology 9: 413-428.
Hasler, A. D., Einsele, W. G. (1948): Fertilization for increasing productivity of natural inlad waters. Trans. N. Amer. Wildl. Conf. 13: 527-555.
Havens K. E., Nürnberg, G. K. (2004): The phosphorus-chlorophyll relationship in lakes: potential influences of colour and mixing regime. Lake Reserv. Management 20: 188-196.
Heinonen, P. (1980): Quantity and composition of phyto-. plankton in Finnish inland waters. Publ. Water Res. Inst. 37,. pp. 1-91.
Hellawell, J. M. (1986): Biological Indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management. London: Elsevier Applied Science Publishers. pp. 546.
Heinonen, P. (1980): Quantity and composition of phytoplankton in Finish inland waters. Publ. Water Res. Inst.
Heinonen, P., Herve, S. (1987): Water quality classification of inland waters. Aqua Fennica 17: 147-156.
Hill, W. R., Boston, H.L. (1991): Community development alters photosynthesis-irradiance relations in stream periphyton, Limnol. Oceanogr. 36: 1375-1389.
Höhne, E., Klose, H. (1966): "Soziologische Methoden zur Erfassung des Trophiegrades" .- Limnologica 4: 201-214.
Hörnström, E. (1981): Trophic characterisation of lakes by means of quantitative phytoplankton analysis. Limnologica 13: 249-361.
Humphrey G.F. (1979): Photosynthetic characteristics of algae grown under constant illumination and light-dark regimes. Journal of Experimental Marine Biology and Ecology 40: 63-70.
Hunter, B. L., Laws, E. A. (1981): ATP and chlorophyll-a as estimators of phytoplankton carbon biomass. Limnol. Oceanogr. 26: 944-956.
Hynes, H. B. N. (1960): The biology of polluted waters. Liverpool Univ. Press, Liverpool. pp. 202.
Hynes, H. B. N. (1970): The ecology of flowing waters in relation to management. – J. Wat. Poll. Control Fed. 42:418-424.
Illies, J. (1961): Versuch Einer Allgemeinen Biozönotischen Gliederung Der Fliessgewässer. Internationale Revue Gesampten Hydrobiologie. 46, 205-213.
Istvánovics, V., Herodek, S. (1995): Estimation of net uptake and leakage rates of orthophosphate from P-32 uptake kinetics by a linear force-flow model. Limnol. Oceanogr. 40: 17-32.
Istvánovics, V., A. Osztoics & M. Honti (2004): Dynamics and ecological significance of daily internal load of phosphorus in shallow Lake Balaton, Hungary. Freshwater Biology 49: 232-252.

Jarnefelt, H. (1952): Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. Ann. Acad. Sci. Fennicae A, IV: 1-29.
Jarnefelt, H. (1956): Zur Limnologie einiger Gewasser Finnlands. XVI. Annales Societatis Vanamo 17, 1-201.
Jensen, H. S., E. Kristensen, E. Jeppesen & A. Skytthe (1992): Iron: Phosphorus ratio in surface sediment as indicator of phosphorus release from aerobic sediments in shallow lakes. Hydrobiologia 235/236: 731-743.
Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sřndergaard, M., Lauridsen, T.L., Junge Pedersen, L. & Jensen, L. (1997): Top-Down Control in Freshwater Lakes. The Role of Nutrient State, Submerged Macrophytes and Water Depth. - Hydrobiologia 342/343: 151-164.
Jeppesen, E., Jensen, J.P., Sřndergaard, M., Lauridsen, T. & Landkildehus, F. (2000): Trophic Structure, Species Richness and Biodiversity in Danish Lakes. Changes along a Phosphorus Gradient. - Freshwater Biology 45: 201-218.
Jones C, Bachmann RW (1976): Prediction of phosphorus and chlorophyll levels in lakes. J Water Pollut Control Fed 48:2176–2182.
Jäger, P. & J. Röhrs (1990): Phosphorfällung über Calciumkarbonat im eutrophen Wallersee (Salzburger Alpenvorland, Österreich). Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 75: 153-173.
Järnefelt, H. (1952): Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. Ann. Acad. Sci. Fenn. A IV, Biol. 18: 1-29.
Kalff, J. (2002): Limnology. Inland Water Ecosystems. Prentice Hall, Upper Saddle River, New Jersey. pp. 592.
Kalff, J., Knoechel. R. (1978): Phytoplankton and their dynamics in oligotrophic and eutrophic lakes. Annu. Rev. Ecol. Syst. 9: 475-495.
Karr, J. R. & D. R. Dudley (1981): Ecological perspective on water quality goals. Environmental Management 5: 55-68.
Kasprzak, P., J. Padisák, R. Koschel, L. Krienitz & F. Gervais (2008): Chlorophyll a concentration across a trophic gradient of lakes: An estimator of phytoplankton biomass? Limnologica, doi:10.1016/j.limno.2008.07.002.
Kimura, B. & Y. B. Ishida (1986): Possible phagotrophic feeding of bacteria in a freshwater red tide Chrysophyceae Uroglena americana. Bulletin of the Japanese Society of Scientific Fishery 52: 697-701.
Kingston M. B. (1999): Effect of light on vertical migration and photosynthesis of Euglena proxima (Euglenophyta)- J. Phycol. 35, 245-253.
Kirk J. T. O. (1983): Light and Photosynthesis in Aquatic Ecosystems. Cambrodge University Press, Cambridge
Kiss, G., G. Dévai, B. Tóthmérész & A. Szabó (2006): Multivariate analysis of long-term water quality changes of shallow Lake Balaton. Verhandlungen der Internationalen Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie 29: 2051–2055.
Kleiner, J. (1988): Coprecipitation of phosphate with calcite in lake water: A laboratory experiment modelling phosphorus removal with calcite in Lake Constance. Water Res. 22: 1259-1265.
Kohl J.-G. & K. Geisdorf (1991): Competition ability of two planktoc diatoms under different vertical light gradients, mixing depth and -frequencies: an experimental approach. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie 24: 2652-2656.
Konopka A. (1982): Physiological ecology of a metalimneetic Oscillatoria rubescens population. Limnol. Oceanogr. 27: 1154-1161.
Kromkamp J.C., A. van der Heuvel & L. R. Mur (1989): Phosphorus uptake and photosynthesis by phosphate limited cultures of Microcystis aeruginosa. British Phycological Journal 24: 347-355.

Kümmerlin, R. (1990): Plankton-Gemenischaften als Bioindikatoren für Stehgewässer. Ökologie und Naturschutz 3: 227-241.
LAWA (1998): Gewässerbewertung – Stehende Gewässer. Vorläufige Richtlinie für eine Erstbewertung von natürlichen entstandenen Seen nach trophischen Kriterien. Kulturbuchverlag, Berlin.
Laws E. A. & T. T. Bannister (1980): Nutrient- and light-limited growth of Thalassiosira fluviatilis in continuous culture, with implications for phytoplankton growth in the ocean. Limnol. and Oceanogr. 25: 457-473.
Lampert, K., Sommer, U. (1993): Limnoökologie. Georg Thieme Verlag, Stuttgart.
Lampert, K., Sommer, U. (1997): Limnoecology. Oxford Univ. Press, New York, Oxford, pp. 382.
Lehman, J. T. (1976): Ecological and nutritional studies on Dinobryon Ehrenb.: Seasonal periodicity and the phosphate toxicity problem. Limnol. Oceanogr. 21: 646-658.
Lee, G. F.; Rast, W. and Jones, R. A.,(1978): "Eutrophication of water bodies: Insights for an age-old problem," Environmental Science & Technology 12:900-908.
Leithe W. (1972): Die Analyse der organischen Verunreinigungen in Trink-, Brauch- und Abwässern Stuttgart WSVG .
Lepistö, L. (1999): Phytoplankton assemblages reflecting the ecological status of lakes in Finland. Monographs of the Boreal Environment Research 16: Tampere.
Lepistö, L. & U. Rosenström, (1998): The most typical phytoplankton taxa in four lakes in Finland. Hydrobiologia 369/370: 89-97.
Lessmann, D., A. Fyson & B. Nixdorf (2004): Phytoplankton of extremely acidic mining lakes of Lusatia (Germany) with pH < 3. Hydrobiologia 433: 123-128.
Li W. K. W., H. E. Glover & I. Morris (1980): Physiology of carbon photoassimilation by Oscillatoria thiebautii in the Caribbean Sea. Limnol. & Oceanogr. 25: 447-456.
Liboriussen L. & E. Jeppesen (2006): Structure, biomass, production and depth distribution of periphyton on artificial substratum in shallow lakes with contrasting nutrient concentrations. Freshwater Biology 51, 95-109
Light B. R. & J. J. Beardall (2001): Photosynthetic characteristics of sub-tidal benthic microalgal populations from a temperate, shallow water marine ecosystem, Aquatic Botany 70: 9–27.
Likens, G. E. (1975): Primary production of inland aquatic ecosystems. In: Lieth, H. & R. H. Whittaker (ed.): Primary productivity of the biosphere. Springer, Berlin.
Lindstrom K. (1984): Effect of temperature, light and pH on growth, photosynthesis and respiration of the dinoflagellate Peridinium cinctum fa. westii in laboratory cultures. Journal of Phycology 20: 212-220.
Macedo M. F., J. G. Ferreira & P. Duarte (1998): Dynamic behaviour of photosynthesis-irradiance curves determined from oxygen production during variable incubation periods. Mar. Ecol. Progress Series 165: 31-43.
Machová K., J. Elster & L. Adamec (2008): Xanthophyceaen assemblages during winter-spring flood: autecology and Malone, T. C. (1980): Algal size. In: Morris, I. (ed.) Studies in ecology 7. The physiological ecology of phytoplankton: 433-463. Univ. Calif. Press, Berkeley and Los Angeles.
Mastala, Z., S. Herodek, K. V.-Balogh, G. Borbély, H. M. Shafik & L. Vörös (1996): Nutrient requirement and growth of a Synechococcus species isolated from Lake Balaton. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 81: 503-512
Mercado, J. M., M. del P. Sánchez-Saavedra, G. Correa-Reyes, L. Lubián, O. Montero & F. L. Figueroa (2004): Blue light effect on growth, light absorption characteristics and photosynthesis of five benthic diatom strains, Aquatic Botany 78: 265–277.

Messer, G. & Z. Ben Shaul (1972): Changes in chloroplast structure during culture growth of Peridinium cinctum f. westii (Dinophyceae). Phycologia 11: 291-299-

Meulemans, J. T. & F. Heinis (1983): Biomass and production of periphyton attached to dead read stems in Lake Maarseveen. In Wetzel R. G. (editor) Periphyton in Freshwater Environments: 169-173. Junk, The Hague.

Meybeck, M. & Helmer, R. (1989): The quality of rivers: from pristine stage to global pollution. Global Planet Change 1, 283-309.

Migné, A., N. Spilmont & D. Davoult (2004): In situ measurements of benthic primary production during emersion: seasonal variations and annual production in the Bay of Somme (eastern English Channel, France), Continental Shelf Research 24: 1437–1449

Mikheeva, T. M. (1970): Estimation of phytoplankton biomass and production. In: Winberg, G. G. (ed.) Biological production of an eutrophic lake: 50-70, Nauka, Moscow.

Mischke, U., B. Nixdorf, E. Hoehn & U. Riedmüller (2002): Möglichkeiten zur Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons – Aktueller Stand in Deutschland. Aktuelle Reihe 5/02: 25-37, BTU Cottbus.

Moe, S.J., Dudley, B., Ptacnik, R., (2008): REBECCA databases: experiences from compilationand analyses of monitoring data from 5,000 lakes in 20 European countries Aquat Ecol 42:183–201.

Morant-Manceau, A., T. L. N. Nguyen, E. Pradier & G. Tremblin (2007): Carbonic anhydrase activity and photosynthesis in marine diatoms, Eur. J. Phycol. 42: 263-270

Moss, B.; D. Steohen, C. Alvarez, E. Becares, W. Van de Bund, S. E. Collings, E. Van Donk, E. DeEyto, T. Feldmann, C. FernindezAliez, M. Fernindez Aliez, R. J. Frankeng, J.-P. M.; GarckaCriado, F.; Gross, E.; Gyllström, M.; Hansson, L.–A.; Irvine, K.; Järvalt, A.; Jenssen, E. Jeppesen, T. Kairesalo, R. Kornijow, T. Krause, H. Künnap, A. Laas, E. Lill, B. Lorents, H. Luup, M. R. Miracle, P. Nõges, T. Nõges, M. Nykänen, I. Ott, W. Peczula, E. T. H. M. Peeters, G. Phillips, S. Romo, V. Russell, J. Salujõe, M. Scheffer, K. Siewertsen, H. Smal, C. Tesch, H. Timm, L. Tuvikene, I. Tõnno, T. Virro & D. Wilson (2003): The determination of ecological quality in shallow lakes – a tested system (ECOFRAME) for implementation of the European Water Framework Directive. Aquatic Conservation. Aquatic Conservation-Marine and Freshwater Ecosystems 13: 507 - 549.

Mur, L. & R. O. Bejsdorf (1978): A model of the succession from green to blue-green algae based on light limitation. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie 20: 2314.

Müller, U. (2000): Periphytic primary production during spring. A sink or source of oxygen in the littoral zone? Limnologica 30: 169-174.

Nicholls, K. H. & P. J. Dillon (1978): An evaluation of phosphorus – chlorophyll – phytoplankton relationship for lakes. Int. Rev. Ges. Hydrobiol. 63: 141-154.

Nicklisch, A., B. Conrad & J.G. Kohl (1981): Growth kinetics of Oscillatoria redekei van Goor as a basis to understand its mass development in eutrophic lakes. Verhandlungen der Internationale Vereinigung für Limnologie 21: 1427-1431.

Nicklisch A., B. Conrad & J.-G. Kohl (1983): Growth kinetics of Microcystis aeruginosa (Kütz.) Kütz as a basis for modelling its population dynamics. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 68: 317-326.

Nixdorf, B., U. Mischke, E. Hoehn & U. Riedmüller (2005a): Leitbildorientierte Bewertung von Seen anhand der Teilkomponente Phytoplankton im Rahmen der Umsetzung der EU-Wasserrahmenrichlinie. Version 18.08.2005. Im Aufrag der Länderarbeitsgemeinschaft Wasser (LAWA). BTU Cottbus.

Nixdorf, B., U. Mischke, E. Hoehn & U. Riedmüller (2005b): Bewertung von Seen anhand des Phytoplanktons. Limnologie Aktuell 11: 105-120.

Nixdorf, B., U. Mischke & D. Lessmann (2000): Chrysophytes and chlamydomonads: pioneer colonists in extremely acidic mining lakes (pH < 3) in Lusatia, Germany. Hydrobiologia 369/370: 315-327.
Nürnberg, G.K. (1996): Trophic state of clear and colored, softand hard-water lakes with special consideration of nutrients,anoxia, phytoplankton and fish. Lake Reserv Manage 12:432–447.
Nygaard, G. (1949): Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Pert II.: The quotient hypothesis and some little known plankton organisms. Vidensk Danske. Selsk. Biol. Skr. 7: 1-293.
Nygaard, G. (1955): On the productivity of five Danish waters. On the productivity of five Danish waters . Verb. int. Ver. Limnol. 12:123-133.
Németh, J. (2005): Red List of Algae in Hungary, Acta Botanica Hungarica 47: 379-417.
Nürnberg, G. K. (1996): Trophic state of clear and coloured, soft- and hard-water lakes with special consideration of nutrients, anoxia, phytoplankton and fish. Lake and Reserv. Management 12: 432-447.
Nörnberg, G. K. & M. Shaw, (1999): Productivity of clear and humic lake: nutrient, phytoplankton, bacteria. Hydrobiologia 382: 97-112.
Nygaard, G. (1949): Hydrobiological studies on some Danish ponds and lakes. Pert II.: The quotient hypothesis and some little known plankton organisms. Vidensk Danske. Selsk. Biol. Skr. 7: 1-293.
OECD (1982): Eutrophication of waters monitoring assessment and control. Final report. OECD cooperative programme on monitoring of inland waters. OECD, Paris, pp. 158
Osgood, R. A. (1982): Using differences among Carlson's trophic state index values in regional water quality assessment. – Water Resources research Bulletin 18: 67-74.
Padisák, J. (1998): A fitoplankton diverzitásának változásai a szukcesszió során: egybevetés terresztris. In Fekete G. (szerk.) A közösségi ökológia frontvonalai: 87-104. Scientia Kiadó, Budapest.
Padisák, J. and G. Borics (2008): Felszíni vizeink ökológiai állapotának minősítése a fitoplankton alapján. Acta Biologica Debrecina, in press.
Padisák, J., É. Ács, G. Borics, K. Buczkó, I. Grigorszky, Cs. Kovács, J. Mádl-Szőnyi & É. Soróczki-Pintér (2006a): A Víz Keretirányelv és a vízi habitatdiverzitás konzervációbiológiai vonatkozásai. Magyar Tudomány 167: 663-669.
Padisák, J., L. O. Crossetti & L. Naselli.Flores, submitted. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. Hydrobiologia. (IN PRESS).
Padisák, J. & M. Dokulil (1994): Meroplankton dynamics in a saline, turbulent, turbid shallow lake (Neusiedlersee, Austria and Hungary). Hydrobiologia 289: 23-42.
Padisák, J., I. Grigorszky, G. Borics & E. Soróczki–Pintér (2006b): Use of phytoplankton assemblages for monitoring ecological status of lakes within the Water Framework Directive: the assemblage index. Hydrobiologia 553: 1-14.
Padisák, J., G. Molnár, É. Soróczki-Pintér, É. Hajnal & D. G. Jones (2006b): Four consecutive dry years in Lake Balaton (Hungary): consequences for phytoplankton biomass and composition. Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 29: 1153-1159.
Palmer, C.M. (1969): A composite rating of algae tolerating organic pollution. Phyco. l5: 78-82.
Pankin, W. (1941): Die Vegetation einiger Seen und Umgebung von Joachimsthal. Bibliotheca Botanica, H. 119, 162 pp.
Pankin, W. (1945): Zur Entwicklungsgeschichte der Algensoziologie und zum Problem der 'echten' und 'zugehörigen' Algengesellschaften. Archiv für Hydrobiologie 41: 92-111.
Peng C., Z. Lin, G. Sun & D. Shi (1994): Comparative study ob photosynthetic property of two species of Dunaliella. Oceanologica and Limnologica Sinica 25: 606-611.

Petersen, R. (1991): Carbon-14 uptake by picoplankton and total phytoplankton in eight New Zealand lakes. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 76: 631-341.
Pfennig, N. (1978): General physiology and ecology of photosynthetic bacteria. In Clayton R. K. & W. R. Sistrom (eds) The Photosynthetic Bacteria. Plenum, New York.
Phillips G., O. P. Pietiläinen, L. Carvalho, A. Solimini, A. Lyche Solheim & A. C. Cardoso (2008): Chlorophyll-nutrient relationships of different lake types using a large European dataset. Aquat. Ecol. 42: 213-226.
Pinckney J. & R. G. Zingmark (1993): Photophysiological responses of intertidal benthic microalgal communities to in situ light environments: Methodological considerations. Limnol. Oceanogr. 38: 1373-1383.
Pirina, I. L. & V. A. Yelizarova (1971): Spectrophotometric measurement of chlorophyll in cultures of some algae. Izvestiya Acad. Nauk Aestonskoy SSR 27: 38-45.
Platt T., D. V. Subba Rao & B. Irwin (1983): Photosynthesis of picoplankton in the oligotrophic ocean. Nature 301: 702-704.
Pork, M. & A. Milius (1978): Seasonal changes in phytoplankton biomass if some eutrophic lakes. Izvastiya Acad. Nauk Aestonskoy SSR 27: 38-45.
Prairie YT, Duarte CM, Kalff J (1989): Unifying nutrientchlorophyll relationships in lakes. Can J Fish Aquat Sci 46:1176–1182.
Prepas, E.E., & Rigler FH (1982): Improvements in quanti-. fying the phosphorus concentration in lake water. Can. J Fish Aquat Sci 39: 822–829.
Ptacnik, R., Lepisto, L., Willén, E., Brettum, P., Andersen, T., Rekolainen S., Lyche Solheim, A. (2008): Quantitative responses of lake phytoplankton to eutrophication in Northern Europe. Aquat. Ecol. 42:227–236
Rast, W, Lee, G.F. (1978): Summary analysis of the North American (U.S.) OECD Eutrophication project: Nutrient load in-lake response relationships and trophic state indices. U.S. EPA-600/3-78-008.
Rawson, D.S., (1956): Algal indicators of Trophic Lakes Types, Lim. And. Oceanogr., 1,1,18-25. 18.
Reynolds, C.S., (1980): Phytoplankton assemblages and their pe-. riodicity in stratifying lake systems. Holarct. Ecol. 3:. 141-159.
Reynolds, C.S. (1984): Phytoplankton periodicity: the interactions of form, function and environmental variability. Freshwater Biology 14: 111-142.
Reynolds, C.S. (2006): Ecology of Phytoplankton (Ecology, Biodiversity and Conservation) Cambridge University Press, Cambridge. 535 pp.
Reynolds, CS, Descy J-P, Padisák J. (1994): Are phytoplankton dynamic in rivers so different from those in shallow lakes? Hydrobiologia 285: 1–7.
Reynolds, CS, Reynolds SN, Munawar IF, Munawar M. (2000): The regulation of phytoplankton population dynamics in the world's largest lakes. Aquatic Ecosystem Health and Management 3(1): 1-21.
Reynolds, C. S., V. L. de M., Huszar, C. Kruk, L. Naselli-Flores & S. Melo (2002): Towards functional classification of freshwater phytoplankton. Journal of Plankton Research 24: 417-428.
Rier S. T., R. J. Stevenson & G. D. La Liberte (2006): Photo-acclimation response of benthic stream algae across experimentally manipulated light gradients: a comparison of growth rates and net primary productivity. J. Phycol. 42: 560-567
Rijkeboer M., W. A. De Kloet & K. H. Gons (1992): Interspecific variation in pigmentation: implications for production estimates for shallow eutrophic lakes using an incubator. Hydrobiologia 238: 197-202.
Roberts S., S. Sabater & J. Beardall (2004): Benthic microalgal colonization in streams of differing riparian cover and light availability- J. of Phycology 40: 1004-1012.

Rosén, G. (1981): Phytoplankton indicators and their relation to certain chemical and physical factors. Limnologica 13: 263-290.
Rott, E. (1984): Phytoplankton as biological parameter for the trophic classification of lakes. Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 22: 1078-1085.
Sakamoto, M. (1966): The chlorophyll amount in the eutrophic zone in some Japanese lakes and its significance in the photosynthetic production of phytoplankton community. Bot. Mag. Tokyo: 79: 77-88.
Salas, H, J. & P. Martino (1991): A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. Wat. Res. 25: 341-350.
Sandu, C., R. Iacob & N. Nicolescu (2003): Chlorophyll-a determination – a reliable method for phytoplankton biomass assessment. Acta Bot. Hung. 45: 389–397.
Sas, H. (1989): Lake Restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations. Academia Verlag Richarz, St. Augustin.
Sawyer, C.N. (1947): Fertilization of lakes by agricultural and. urban drainage. New England Water Works Assoc. J. 61:109-127.
Schlangstedt, M., P. S. Bisen, G. Dudel & J.G. Kohl (1987): Interaction of combined nitrogen availability and light in the regulation of growth, heterocyst differentiation and dinitrogen fixation of the planktic blue-green alga Anabaena solitaria Kleb. Archiv für Protistenkunde 134: 389-396.
Schmid, H., F. Bauer & H. B. Stich (1998): Determination of algal biomass with HPLC pigment analysis from lakes of different trophic state in comparison to microscopically measured biomass. J. Plankton Res. 20: 1651–1661.
Schönfelder, I. (1997): Eine Phosphor-Diatomeen-relation für alkalische Seen und Flüsse Brandenburgs und ihre Anwendung für die paläolimnologische Analyse von Auensedimenten der unteren Havel. Dissertaiones Botanicae 283, J. Cramer, Berlin.
Seip, KL, Jeppesen, E, Jensen, J.P, Faafeng, B (2000): Is trophic state or regional location the strongest determinant for Chl-a/TP relationships in lakes? Aquat Sci 62:195–204.
Sladecek, V., (1973): System of water quality from the biological point of view. Arch. Hydrobiol., Erg. Limnol., 7:1 - 128.
Smith, R.A., Alexander R.B., Schwarz, G.E. (2003): Natural background concentrations of nutrients in streams and rivers of the conterminous United States. Environ Sci Technol. 37(14):3039-47.
Sommer, U. (1991): Phytoplankton: directional succession and forced cycles. In Remmert, H (szerk.) The Mosaic-Cycle Concept of Ecosystem: 132-146, Springer Verlag, Berlin.
Sommer, U., Z. M. Gliwicz, W. Lampert & A. Duncan (1986): The PEG-model of seasonal succession of planktonic events in fresh waters. Archiv für Hydrobiologie 106: 433-471.
Søndergaard, M. (1989): Phosphorus release from a hypertrophic lake sediment: experiments with intact sediment cores in a continuous flow system. Arch. Hyrdobiol. 116: 45-59.
Steinmann, P. and Surbeck, G., (1918): "Die Wirkung organischer Verunreinigungen auf die Fauna schweizerischer fließender Gewasser." Preisschr. Schweiz.
Steinmann, P. and Surbeck, G., (1922): "Zum Problem der biologischen Abwasseranalyse." Arch. Hydrobiol. 13:404-414.
Stockner, J. G. (1991): Autotrophic picoplankton in freshwater ecosystems: the view from the summit. Internationale Revue der gesamten Hydrobiologie 76: 483-492.
Symoens, J.-J.; Kusel-Fetzmann, E.; Descy, J.-P. (1988): Algal communities of continental waters. In Symoens, J.-J. (Editor) Vegetation of inland waters: 183-221. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht.

Talling, J. F. (1993): Comparative seasonal changes, and their inter-annual variability: and stability, in a 26-year record of total phytoplankton biomass in four English lake basins. Hydrobiologia 268 65–98.
Täuscher, L. (1998): Mikroalgengesellschaften der Gewässer Norddeutschlands und ihre Nahrung zur Bioindikation. Feddes Repertorium 109: 617-638.
Täuscher (2005): Beitrag zur limnologischen Untersuchung und Bewertung von Seen des Landes Brandenburg zur Erstbewertung nach EU-WRRL – Teil III. Qualitative und qantitative Unterschung des Phytoplanktons und ökologische Bewertungen. Deutsche Gesellschaft für Limnologie (DGL) – Tagungsbericht 2004 (Portsdam) Berlin: 49-54.
Teiling, E. (1955): Some mesotrophic phytoplankton indicators. Verhandlungen der internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie 12: 212-215.
Teszárné-Nagy, M. K. Márialigeti, P. Végvári, E. Csépes & I. Bancsi (2003): Stratification analysis of the Óhalász Ox-bow of the River Tisza (Kisköre Reservoir, Hungary). Hydrobiologia 506-509: 37-44.
TGL 27885/01 (1982): Fachbereichstandard der DDR. Nutzung und Schutz der Gewässer. Stehende Binnengewässer. Berlin, DDR.
Thunmark, S. (1945): Zur Soziologie des Süsswasserplanktons. Eine methodisch-ökologische Studie. Fol. Limnol. Skand. 3: 1-66.
Tipping, E., Woof, C. & Cooke, D. (1981): Iron oxide from a seasonally anoxic lake. Geochim. Cosmochim. Acta 45: 1411-1419.
Tolstoy, A. (1977): Chlorophyll-a as a measure of phytoplankton biomass. Acta Univ. Uppsaliensis 416: 1-30.
Tremel, B. (1996): Determination of the trophic state by qualitative and quanttitative phytoplankton analysis in two gravel pit lakes. Hydrobiologia 323: 1-38.
Trifonova, I. (1979): Composition and productivity of phytoplankton in several Karelian lakes. Nauka, Leningrad, 168 pp.
Van de Bund, W., A. C. Cardoso, A.-S. Heikanen & P. Nõges (2004): Overview of common intercalibration types. http://wfd-reporting.jrc.cec.eu.int/Docs/typesmanual
Van Liere L. & L. R. Mur (1980): Occurrence of Oscillatoria agardhii and some related species, a survey. Developments in Hydrobiology 2: 67-77.
Visser, P. M. (1989): Experimentele studie naar de invloed van een wisselend lichtklimat op het groenwier Scenedesmus protuberans en de cyanobakterie Microcystis aeruginosa. Project Report, Laboratory for Microbiology, University of Amsterdam, pp.22.
Vitousek, P. M. & R. W. Howarth (1991): Nitrogen limnitation on land and in the sea: How can it occur? Biogeochemistry 13: 87-115.
Vollenweider, R.A. (1968): Scientific fundamentals of eutrophication of lakes and flowing waters, with particular reference to nitrogen and phosphorus as factors in eutrophication. OECD, Paris, Tech. Report DAS/CSI/68.27.250 S.
Vollenweider, R.A. (1976): Advances in defining critical loading levels for phosphorus in lake eutrophication. Schweitz Z Hydrol 37:53–84
Vollenweider, R.A. (1989): Global problems of eutrophication and its control. In Salánki J & Herodek S (editors) Conservation and Management of Lakes: 19-41. Akadémiai Kiadó, Budapest.
Vollenweider, R. A. & J. Kerekes (1980): The loading concept as basis for controlling eutrophication philosophy and preliminary results of the OECD programme on eutrophication. Progress in Water Technology 12: 5-38.
Vörös L. (1995): A kékalgák elszaporodását befolyásoló tényezők és toxicitásuk kutatása [Factors affecting growth and toxicity of cyanobacteria]. Ministry for Environment and Regional Affairs, Budapest, Research Report, pp. 204.

Vörös, L. & J. Padisák (1991): Relationship between phytoplankton biomass and chlorophyll-a in some shallow lakes in Central Europe. Hydrobiologia 215: 111-119.
Watson, S., E. McCauley & J. A. Downing (1992): Sigmoid relationships between phosphorus, algal biomass, and algal community structure. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 49: 2605–2610.
Wetzel, R.G. (2001): Limnology: Lake and River Ecosystems. Third Edition. Academic Press 100635.
White E (1983): Lake eutrophication in New Zealand–a comparison with other countries of the Organisation for Economic Co-operation and Development. N Z J Marine Freshwater Res 17:437–444
White, E., (1989): Utility of relationships between lake phosphorus and chlorophyll a as predictive tools in eutrophication control studies New Zealand Journal of Marine and Freshwater Research, Vol. 23: 35-41
Willén, E. (2000): Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. In: Hydrological and Limnological Aspects of Lake Monitoring. Heinonen, P., Ziglio, G. and Van der Beken, A. (eds). John Wiley and Sons Ltd, pp. 58–80.
Willén, E. (2000): Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. In Heinonen, Ziglio, G. & van der Beken, A. (szerk.): Hydrological and limnological aspects of lake monitoring. Wiley & Sons, 58-80.
Wojciechowska, W. (1989): Correlation between biomass, chlorophyll-a, photosynthesis and phytoplankton structure in a lake. Ecol. Polska 37: 59–82.
Wong, S.L. & J. Chang (2000): Salinity and light effects on growth, photosynthesis, and respiration of Grateloupia filicina (Rhodophyta) Aquaculture 182: 387–395.
Wright, J. C. (1959): Limnology of Canyon Ferry Reservoir. II. Phytoplankton standing crop and primary production. Limnol. Oceanogr. 4: 235-245.
Yelizarova, V. A. (1976): Pigment content of phytoplankton int he Ivanskovsko Reservoir in 1970. Inst. Biol. Vnutr. Vod, AN SSSP Trudi 31: 82-90.
Zevenboom, W. & L. C. Mur (1980): N-fixing cyanobacteria: why they do not become dominant in Dutch hypertrophic lakes. Developments in Hydrobiology 2: 123-130.