



Budapest Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem, Építőmérnöki Kar



Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék



Clement Adrienne

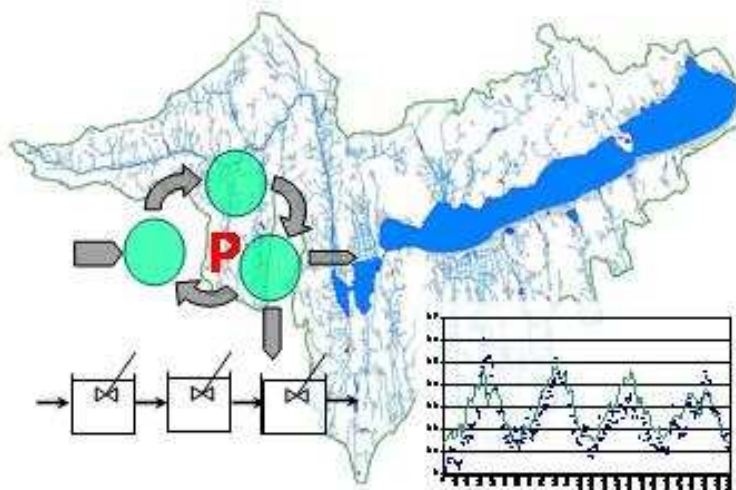
A foszforterhelés meghatározása és csökkentésének hatása sekély tavak foszforforgalmára

Ph.D. értekezés

Témavezető:

Dr. Samlyódy László

akadémikus



**Budapest
2004**

TARTALOM

1. BEVEZETÉS	3
1.1 A TAVAK EUTROFIZÁLÓDÁSÁNAK TAPASZTALATAI	3
1.2 AZ ÉRTEKEZÉS CÉLJA ÉS FELÉPÍTÉSE.....	4
2. CÉLKITŰZÉS AZ IRODALOM TÜKRÉBEN	5
2.1 A FOSZFOR SZEREPE A TAVAK EUTROFIZÁLÓDÁSÁBAN	5
2.2 A FOSZFOR FORRÁSAI ÉS TERJEDÉSE A VÍZGYŰJTŐN	6
2.3 A TAVAK P FORGALMÁT MEGHATÁROZÓ FOLYAMATOK	10
2.3.1 A külső terhelés és a trofitás kapcsolata.....	10
2.3.2 A belső terhelés	12
2.3.3 A P visszatartás mechanizmusai tavakban	13
2.4 A MODELLEK SZEREPE A FOLYAMATOK MEGÉRTÉSÉBEN ÉS A TERVEZÉSBN	14
2.5 AZ ÉRTEKEZÉS TÉMAKÖRÉNEK LEHATÁROLÁSA, CÉLKITŰZÉS	15
3. ALKALMAZOTT MÓDSZEREK ÉS FELHASZNÁLT ADATOK	18
3.1 A VÍZFOLYÁSOK ÁLTAL KÖZVETÍTETT TERHELÉS BECSLÉSÉNEK HIBÁJA ÉS A PONTOSÍTÁS LEHETŐSÉGEI....	18
3.1.1 A hiba meghatározása a matematikai statisztika módszereivel.....	18
3.1.2. A terhelésbecslés pontosítása	20
3.1.3 A számításokhoz felhasznált adatok.....	24
3.2 A SEKÉLY TAVAK P FORGALMA, A KÜLSŐ- ÉS BELSŐ TERHELÉS KAPCSOLATA.....	26
3.2.1 A P forgalom modellezése	26
3.2.2 Az esettanulmányként használt vízterek bemutatása	34
3.2.3 Felhasznált adatok és a tavakra alkalmazott modellek	37
4. A VÍZFOLYÁSOK ÁLTAL KÖZVETÍTETT FOSZFORTERHELÉS MEGHATÁROZÁSA	39
4.1 A BECSLÉS MINTAVÉTELEZÉSBŐL SZÁRMAZÓ HIBÁJA	39
4.1.1 A terhelésbecslés hibája statisztikai alapon, eltérő mintaszám esetén	39
4.1.2 A terhelésbecslés hibájának meghatározása hazai vízfolyásokon	40
4.2 A TERHELÉSBECSLÉS PONTOSÍTÁSA	50
4.2.1 A becslési módszerek tesztelése a Zala napi adataival.....	50
4.2.1 Javaslat a balatoni befolyók foszforterhelésének számítására	56
5. SEKÉLY TAVAK P FORGALMA	61
5.1 A HÍDVÉGI-TÓ P FORGALMÁNAK ELEMZÉSE	61
5.1.1 A Hídvégi-tó jellemzése a monitoring adatok alapján.....	61
5.1.2 Empirikus modellek alkalmazása	63
5.1.3 Dinamikus P forgalmi modellek alkalmazása a Hídvégi-tóra	70
5.2 A HÍDVÉGI-TÓRA KIDOLGOZOTT MODELLEK ALKALMAZÁSA A TATAI ÖREGTÓRA	81
5.2.1. A Tatai Öregtó vízminőség változása a megfigyelések alapján.....	81
5.2.2 Empirikus és dinamikus modellek alkalmazása a Tatai tóra.....	82
5.3 A BELSŐ TERHELÉS ÉS A P VISSZATARTÁST EREDMÉNYEZŐ FOLYAMATOK TÉRBELI ÉS IDŐBELI VÁLTOZÁSA A VIZSGÁLT VÍZTEREKBN	84
5.4 A TERHELÉSCSÖKKENTÉST CÉLZÓ BEAVATKOZÁSOK MEGTERVEZÉSE	89

6. AZ EREDMÉNYEK HASZNOSÍTÁSA.....	94
7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS	95
8. IRODALOM.....	96

- 1. FÜGGELÉK: HAZAI TAVAK ÉS HOLTÁGAK TRÓFITÁSA A KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉGEK VIZSGÁLATAI ALAPJÁN**
- 2. FÜGGELÉK: AZ ÉVES ANYAGÁRAMOK MEGHATÁROZÁSÁNAK MÓDSZEREI**
- 3. FÜGGELÉK: JAVASLATOK A BALATONI MONITORINGRENDSZER MŰKÖDTETÉSÉRE A TÁPANYAGTERHELÉS MEGHATÁROZÁSÁNAK PONTOSÍTÁSA ÉRDEKÉBEN**
- 4. FÜGGELÉK: A KIS-BALATON FELSŐ TÁROZÓJA (HÍDVÉGI-TÓ) ÉS A TATAI ÖREGTÓ P FORGALMÁT LEÍRÓ DINAMIKUS MODELL**

1. BEVEZETÉS

1.1 A tavak eutrofizálódásának tapasztalatai

A túlzott növényi tápanyagterhelés következtében kialakuló eutrofizálódás (növényi túltermelés) jelenségét régóta ismerjük. Egyes feljegyzések szerint a probléma már az ókorban is jelentkezett (Hutchinson és mtsai, 1970), az 1800-as években pedig az Adria északi részén figyelték meg az algák tömeges megjelenését (Chiaduaní és mtsai, 1980). Maga az elnevezés német eredetű műszó, amelyet az 1910-es években alkottak. A tavak eutrofizálódása azonban csak mintegy fél évszázaddal később kezdett olyan súlyossá válni, hogy a kutatók mellett a társadalom figyelmét is felhívta a kérdés fontosságára (Hasler, 1947, Vollenweider, 1968). A hetvenes évek elején végzett OECD felmérés során az európai tavak 60-70%-át találták eutrófnak (Vollenweider és Kerekes, 1982). Az eutrofizáció világszerte ismert jelenség, a legkisebb tavaktól a legnagyobbakig. A világ második legnagyobb tava, a Viktória tó az 1950-es években vált eutróffá (Nyirabu, 1997). A tavak mellett a nagy folyók és a beltengerek (Nixon, 1990) is veszélyeztetettek, az Adria, a Balti tenger, a Fekete tenger, a Tokiói-öböl, az Egyesült Államok és Kína partvidékének eutrofizálódásával a jelenség világméretű problémává vált (Forsberg, 1998). Az ún. mesterséges eutrofizálódás, azaz az emberi tevékenység hatására felgyorsított tápanyag feldúsulási folyamat nem csak a vizek esztétikai értékét csökkenti. Az időszakosan kialakuló tömeges algaprodukción („vízvirágzás”) a vízi ökoszisztémák szerkezetének és működésének torzulásához, például toxikus cianobaktériumok elszaporodásához (van Liere, 1979), a keletkező hatalmas mennyiségű szervesanyag lebontása nyomán potenciálisan előálló oxigénhiányhoz vezet, amely fokozott mértékben korlátozza a különböző vízhasználatokat.

Az eutrofizálódás hazai vizeinket sem kímélte. Legnagyobb sekély tavunkban, a Balatonban az eutrofizálódás első jeleit Sebestyén (1954) már az 1950-es években megfigyelte. Az 1970-es években éles trofikus gradiens alakult ki a tó hossz tengelye mentén: az egy évtizeddel korábbiakhoz képest a Keszthelyi-medence elsődleges termelése nyolcszorosára, a Siófokié „csak” kétszeresére emelkedett (Herodek 1986). Halpusztulások sora (Bíró, 1997) és 1982-ben a tó egészére kiterjedő, sokkoló hatású *Cylindrospermopsis raciborskii* fonalas cianobaktérium invázió kellett ahhoz, hogy egy évvel később végre elfogadják a tó és vízgyűjtőjének tudományosan megalapozott, átfogó rehabilitációs tervét (Somlyódy és van Straten 1986). Számos beavatkozásnak köszönhetően vízminőség a „drámainak tekinthető” nyolcvanas évek eleji állapothoz képest sokat, – a vártnál nagyobb mértékben – javult, azonban a tó még ma sem tekinthető teljesen „gyógyultnak” (Somlyódy és mtsai, 2003). De nem csak a Balaton „beteg”. A legtöbb kisebb tavunk, mesterséges tározóink és a folyók holtágai is többnyire eutrófok (1. Függelék). A Tatai Öregtóban 1985 óta nem lehet fürdeni a magas trofitás és a bakteriológiai szennyezettség miatt (Somlyódy és Szilágyi, 1991). Hasonló a helyzet a Duna, a Ráckevei Dunaág és számos kisebb, főként üdülésre használt tó esetében.

Az Európai Unió 1976-ban kiadott, a fürdővizek minőségi követelményeit tartalmazó irányelve (76/160/EEC) jelenleg átdolgozás alatt áll. A tervezet szerint (COM(2002):581) a rendszeresen ellenőrizendő komponensek számát csökkentik, azonban a korábbi, csak fizikai-kémiai és bakteriológiai jellemzőket tartalmazó listát a trofitás mérőszámaival (vízvirágzás és toxikus kéalgák potenciális megjelenése) bővítik. Az Európai Unió víz-politikáját meghatározó Víz Keretirányelv (2000/60/EC) 2015-re a vizek jó ökológiai állapotának elérését tűzi ki célul. A célok eléréséhez az antropogén hatások következtében létrejött torzulásokat jelentős mértékben mérsékelni kell. A felszíni vizek esetében ez leggyakrabban a trofitás csökkentését kívánja meg (Chave, 2001). A védekezésnek – mely elsősorban a különböző forrásokból érkező tápanyag terhelések kezelését jelenti – számos lehetősége ismert, az optimális szabályozási stratégia kidolgozásához azonban olyan tudással kell rendelkezünk, amelyek alapján a beavatkozások hatásai előrejelezhetők.

A beavatkozási tervek készítésének legfontosabb, és az elmúlt évtizedekben leginkább elterjedt eszköze a modellezés (Thomann, 1972). A modellek többnyire számottevő egyszerűsítést jelentő kompromisszum eredményeként jönnek létre (Koncsos, 1997). A mérnöki gyakorlatban a modellek használatának célja kettős: (i) egyrészt segítenek a rendszer működésének megértésében; (ii) másrészt a modellekkel elemezhetők a rendszer várható változásai, ami a döntéshozást segíti a megfelelő problémakezelési módszer kiválasztásához.

1.2 Az értekezés célja és felépítése

A mérnöki gyakorlatban számottevő az igény olyan eszközökre, melyek a szokásosan rendelkezésre álló, nem túl részletes adatok birtokában, viszonylag rövid idő alatt lehetővé teszik nagyságrendi becslések készítését. Értekezésemben a sekély tavak P forgalmával, a vízgyűjtőről származó külső, és az üledék foszfor leadásából származó belső terhelés meghatározásával foglalkozom. Amint ez a második fejezetből kiderül, a foszfor (P) kulcsfontosságú elem a tavak eutrofizálódásának kezelésében. Céлом olyan módszerek kidolgozása, melyek a tápanyagterhelés csökkentését és a vízminőség javítását célzó beavatkozások megtervezését segítik elő. Az értekezés végén javasolt „tervezési útmutató” eljárásorozatot mutat be a vízminőség-szabályozást megalapozó tanulmányok készítéséhez, többek között a közeljövőben időszerűvé váló, a Víz Keretirányelv által előírt vízgyűjtő gazdálkodási tervek kidolgozásához.

Az értekezés öt fő fejezetre tagolódik. A bevezetést követő 2. fejezetben áttekintem a tavak külső és belső foszforterhelésével kapcsolatos ismereteket, amelyek munkám elméleti hátterét képezik. Bemutatom a tavak foszforterhelésének forrásait, vízgyűjtőn való terjedését és meghatározásának lehetőségeit, a tavi foszfor (P) ciklus főbb részfolyamatait, a terhelés és a trofitás kapcsolatát és a tavak P visszatartását befolyásoló mechanizmusokat; továbbá a modellek szerepét mindezek megértésében és a beavatkozások megtervezésében. Az

értekezésben részletesen vizsgált terület lehatárolását és a kutatási munka célkitűzéseit a fejezet utolsó alpontja tartalmazza.

A harmadik, módszertani fejezetben az értekezésben használt modellek és számítási eljárások szakirodalmát tekintem át. Az irodalom kritikai értékelését követően ismertetem az alkalmazott módszereket, bemutatom az esettanulmányként felhasznált víztereket és – a források feltüntetésével – az elemzéshez felhasznált adatokat. Mivel az értekezés alapvetően módszertani jellegű, az elvégzett vizsgálatokat csak vázlatosan ismertetem.

A tézisek megfogalmazásához vezető eredményeket a következő két fejezetben tárgyalom. A negyedik fejezetben a vízfolyások által közvetített P terhelés meghatározásával és a becslés javításának lehetőségével foglalkozom. Ismertetem a mintavételezésből származó hiba statisztikai alapon történő meghatározásának elméleti alapjait, és a gyakorlatban hasznosítható kiterjesztés lehetőségeit. A bizonytalanságok számítását és a pontosítást szolgáló módszereket hazai folyókra és kisvízfolyásokra alkalmazom és fejlesztem tovább.

Az ötödik fejezetben sekély tavak P háztartását meghatározó folyamatok anyagmérleg szemléletű elemzését mutatom be. A Kis-Balaton Felső tározójára és a Tatai Öregtóra alkalmazott és továbbfejlesztett modellek a belső terhelés számítását és a P visszatartás leírását szolgálják, amelyek segítségével a P terhelés csökkentésének hatására és a tavak hosszútávú viselkedése előre jelezhető. Értekezésem az irodalomjegyzékkel zárul.

2. CÉLKITŰZÉS AZ IRODALOM TÜKRÉBEN

2.1 A foszfor szerepe a tavak eutrofizálódásában

Az eutrofizáció kutatása közel fél évszázadra vezethető vissza. Többéves szakmai vitát követően (Likens, 1972) megállapították, hogy az elsődleges termelést korlátozó tápanyag mérsékelt övi tavakban leggyakrabban a foszfor (Vollenweider, 1968). Schindler (1974) kanadai kis tavakon végzett kísérleteivel igazolta, hogy foszfor hozzáadásával vízvirágzás idézhető elő, de a foszforterhelés megszüntetésével a folyamat visszafordítható. Az OECD által koordinált, mindezidáig legnagyobb átfogó vizsgálatban megállapították, hogy az alga biomasszával arányos a tavak P koncentrációja, ami a külső terhelés lineáris függvénye (Vollenweider és Kerekes, 1982). A külső terhelés mérséklésével tehát a biomassa csökkenthető, és az eutrofizálódás elleni védekezés legfontosabb eszköze a vizek foszforterhelésének mérséklése. A foszfor eutrofizálódásban betöltött kulcsszerepe a limitálás elvével magyarázható.

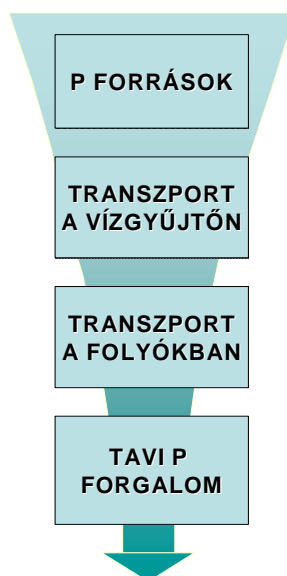
Liebig (1855) a műtrágyázás hatását vizsgálva kimutatta, hogy a termesztett növények hozamát az a tápanyag határozza meg, amelyik a szükségeshez képest a legkisebb

mennyiségben áll rendelkezésre („minimum elv”). Redfield (1958) a La Manche csatornát vizsgálva a fitoplantonra közel állandó elemösszetételt állapított meg: $C_{106}H_{263}O_{110}N_{16}P_1$. A tápanyagokkal szemben támasztott igényeket az elemek természetbeli előfordulásával összehasonlítva azt tapasztalhatjuk, hogy leggyakrabban a nitrogén- és a foszforigény haladja meg a kínálatot (Vallentyne, 1974). A fitoplankton növekedését a rendelkezésre álló tápanyag kínálat mellett számos egyéb tényező (fény, hőmérséklet stb.) befolyásolja, a biomasszát azonban a hidrometeorológiai tényezők által biztosított határokon belül leggyakrabban a fenti két tápelem korlátozza.

2.2 A foszfor forrásai és terjedése a vízgyűjtőn

A P az elemek földkéregben való előfordulását tekintve a 11. helyen szerepel. Szám szerint 187 különböző ásvány formájában van jelen, melyek közül leggyakoribb az apatit (Wazer, 1961). A P az alapkőzet mállásakor felszabaduló és kimosódó foszfátion (PO_4^{3-}) formájában kerül be biogeokémiai körforgalomba, amely a növények számára felvehető.

A múltban a növénytermesztéshez és az állatok takarmányozásához szükséges foszfort a mezőgazdaság kezdetén kialakult zárt tápanyagciklus biztosította. A természetes körfolyamatba többlet P csak korlátozott mennyiségben, a foszfát tartalmú kőzetek kimosódásával került, emiatt a talajok könnyen válhattak P hiányossá. A városiasodással és a mezőgazdasági termelés intenzívvé tételével az ember a korábbi zárt P ciklust nyílttá tette (CEEP, 1998). Az élelmezéshez szükséges tápanyagpótlást a műtrágyák és a mesterségesen előállított takarmány biztosítja, a tápanyagveszteség a településeken összegyűjtött szennyvízben és a trágyatárolókban koncentrálódik. Bár a föld mintegy 10^{19} tonna foszfor készletének csak töredéke ($3 \cdot 10^{10}$ tonna, Wazer, 1961) bányászható gazdaságosan (apatit formájában), a napjainkig kitermelt mennyiség is tetemes kárt okozott a vízi élővilágban.



A foszfor a vizekbe alapvetően három úton kerülhet: (i) koncentráltan, a (tisztított vagy tisztítatlan) szennyvizekkel; (ii) felszíni és felszín alatti lefolyással (oldott állapotban vagy a talajhoz/hordalékhoz kötötten; továbbá (iii) a légköri száraz/nedves kihullással. A terjedésben (transzport) meghatározó szerepük van a hidrológiai folyamatoknak. Valamely vízgyűjtőn jelentkező emissziók csak részben érik el a vízfolyásokat, illetve azokon keresztül a kérdéses tavat. A visszatartás a „szállítási” távolsággal (vagy a tartózkodási/levonulási idővel) növekszik. Általában két helyen beszélhetünk visszatartásról (i) a vízgyűjtőn, mielőtt a szennyezés eléri a felszíni vizeket, (ii) és a mederbeli levonulás közben.

A szállítás során fellépő veszteségek miatt a vízgyűjtőn lévő források hozzájárulása a tavak terheléséhez csak akkor számszerűsíthető, ha képesek vagyunk a víz és az általa közvetített tápanyag térbeni mozgása alatt lejátszódó folyamatok leírására. Ezeknek az ismereteknek hiányában – melyet Jolánkai (1984) a „hiányzó kapcsolat problémájának” nevezett el – csak becsléseket végezhetünk.

A tápanyagterhelést többféle módon osztályozhatjuk. Így például szolgálhat alapul az eredet, a terjedés módja és útvonala (transzmisszió), állandó („determinisztikus”) vagy vízjárástól függő („sztochasztikus”) jellege és a meghatározás módja (2.1 ábra). A beavatkozások szempontjából legfontosabb az első, a források szerinti felosztás. A háztarásokból anyagcserénk útján fejenként és naponta közelítőleg 1.5 g P kerül a szennyvizekbe. A szennyvizek P tartalmának növeléséhez a detergensok is hozzájárulnak, további 0.5 – 1.5 g-mal növelve a fajlagos P kibocsátást¹. A szennyvizek hagyományos, biológiai tisztításával a P tartalomnak csupán 25-30%-a távolítható el. Kémiai kezeléssel, ami a jelenlegi telepek többségén ún. szimultán P kicsapatást jelent, ez a hatásfok optimális körülmények között 90%-ra emelhető (Henze és Odegard, 1994, ATV, 1997). Ennél nagyobb mértékű P eltávolításhoz csak további intenzifikálás (utószűrés) esetén van lehetőség. A lakossági eredetű P terhelésnek tehát tápanyag eltávolítás esetén is minimum 10 %-a a befogadóba, leggyakrabban a felszíni vizekbe kerül.

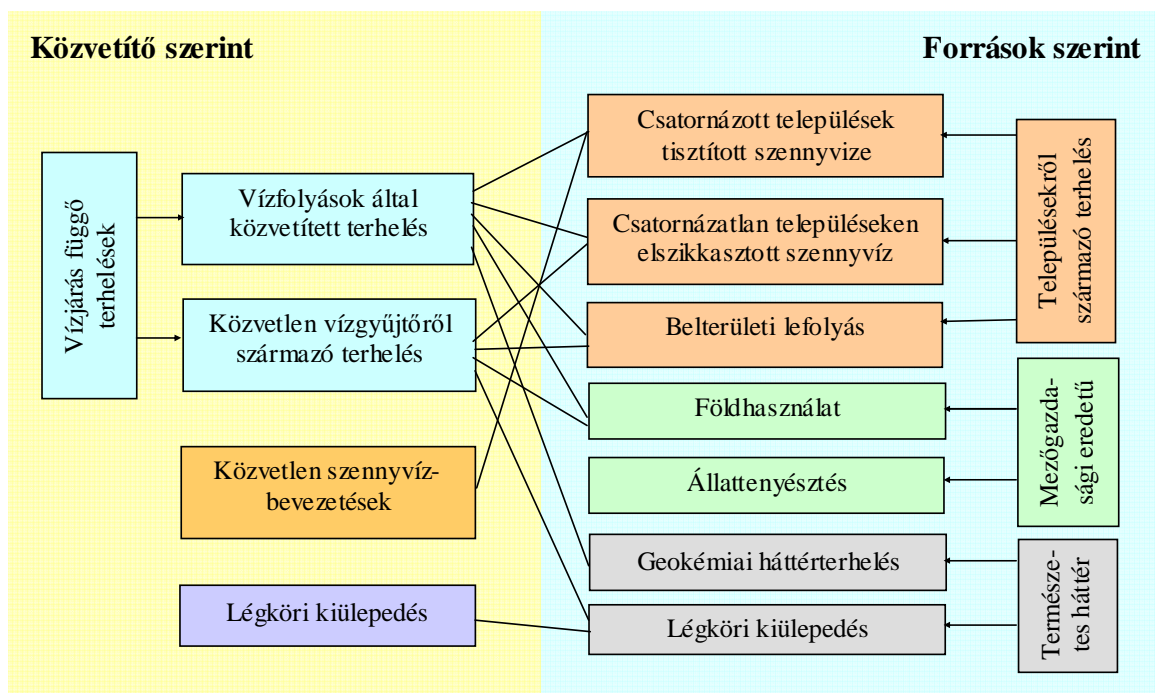
A településekről származó P emissziók másik forrását a belterületekről lefolyó záporvizek jelentik. A belterületi lefolyásban az összes foszfor legnagyobb hányadát a formált P adja (ezt a VITUKI és a DDT KÖFE Balaton vízgyűjtőjén végzett mérései is alátámasztják (Piliszkó és Oldal, 2003, Jolánkai, 2003)). Ez az arány a csapadékintenzitás növekedésével emelkedik, tehát a heves záporok elsősorban a lebegőanyaghoz kötött (rövidtávon csak csekély mértékben hozzáférhető) P terhelést növelik.

A mezőgazdasági eredetű foszforterhelés legjelentősebb. A művelt területekről a vizekbe jutó foszfor mennyiségét számos, a P forrását és a terjedést befolyásoló tényező határozza meg (Sharpley és mtsai, 1995). Miután a P főként a talajszemcséhez kötötten mozog, a probléma oka a talajerózió. A legérzékenyebb területek a szőlők, melyeket a legtöbb domboldalon hegy-völgy irányú sorokba telepítenek, előmozdítva a barázdás és árkos erózió kifejlődését. Ez azt eredményezi, hogy nemcsak a felszíni talajrétegekbe adagolt trágyaszerek esnek áldozatul a lemosódásnak, hanem a telepítés előtt kiadott hatalmas tápanyagkészletek is elmozdulnak (Jolánkai, 2003). A talajok tápanyagtartalmát – és így a lemosódó P mennyiségét is – alapvetően meghatározza a szerves- és műtrágya használat (Sisák, 1993). A

¹ Hazai viszonylatban (Dulovics, 2000) becslései szerint 2-2.5 g /fő/nap összes P emisszióval számolhatunk. A Duna vízgyűjtő országaira készített felmérés szerint (Ijjas, 1998) a vizek szennyvíz eredetű P terhelésének 5-40%-a származik a mosószerkekből.

talajokból kioldható foszfát a tápanyagtelítettség függvénye. A trágyakihordás ritkítása és a kivitt mennyiség csökkenése a kioldható foszfor fokozatos csökkenéséhez vezet. A Sisák (2003) tanulmányában példaként bemutatott zalai szántón 20 év alatt az éves átlagra számított műtrágya használat közel 90 %-os visszaesése a talaj ammóniumlaktát oldható P tartalmát körülbelül 30%-kal csökkentette. A mezőgazdaság másik legnagyobb, a vizekre potenciális veszélyt jelentő P forrásai a nagyüzemi állattartó telepek trágyatárolói.

A terhelés meghatározását – és ebből adódóan a beavatkozási lehetőségeket is – befolyásolja, hogy a tápanyag hogyan éri el a vizeket (2.1 ábra). Ebből a szempontból a terhelés két eltérő típusát, a pontszerű és a diffúz (nem pontszerű) terhelést különböztetjük meg. A források és a pontszerű-diffúz jelleg szerinti csoportosítás némileg átfedésben van egymással. Például a szennyvíz eredetű terhelés pontszerű, ha közvetlenül vagy a vízfolyások közvetítésével jut a tóba, vagy diffúz, ha a talajon és a talajvízen keresztül éri el a felszíni vizeket. Mezőgazdasági eredetű terhelésnél a legtöbb esetben pontszerű kibocsátónak tekinthetők a nagyüzemi állattartó telepek, a földhasználatból származó terhelés (műtrágya lemosódás, talajerózió stb.) viszont jellegzetesen diffúz. A pontszerű és diffúz terhelések közötti eltérés nemcsak a szennyezés helyének és a terjedés útvonalának különbségéből, hanem azok időbeli változásából is adódik. A pontforrások jellemzően időben állandó kibocsátást eredményeznek. A nem pontszerű terhelést – mivel a terjedési folyamatokat alapvetően a hidrológiai tényezők határozzák meg – sztochasztikus változások jellemzik. Ilyen értelemben különbséget kell tennünk a vízjárástól függő és az attól független (többnyire időben állandó) terhelés között.



2.1 ábra: A vízgyűjtőről származó P terhelés a beavatkozások szempontjából fontos források, és a terhelés meghatározása szerinti transzport útvonalak (közvetítő) szerinti felosztása

A P terhelés szempontjából a legfontosabb közvetítő tehát a lefolyás. A felszíni lefolyással elsősorban szilárd részecskékhez kötött foszforformák távoznak (főként szervetlen, de valamennyi szerves is), ezért az erózió kérdésének vizsgálata elválaszthatatlan az eltávozó tápanyag mennyiségének, illetve koncentrációjának becsléséhez. A formált P esetében nemcsak az erózió révén elszállított talaj mennyisége meghatározó, hanem a szállítás során lejátszódó változások is. Mivel a könnyebb részecskék szállításához kisebb energia kell, ezért a transzport során a hordalék finomrész- és szervesanyagtartalma megnövekszik, míg a nagyobb és nehezebb talajszemcsék közül nem mind éri el a befogadót. A finomrész az agyagszemcsék tartományát öleli fel. Az agyagrészecskék a szervesanyagokhoz hasonlóan több foszfort tudnak megkötni, mint pl. a homoktalajok. Ezért a felszíni lefolyással szállított hordalék több foszfort tartalmazhat, mint az eredeti talaj (Logan, 1980). A koncentráció növekedés kis mértékű erózió és durvább szemszerkezetű talajok esetében jelentősebb (Logan, 1979, Porter, 1975). Bizonyos esetekben az altalaj, a folyópart és a mederfenék eróziója, esetleg légköri kiülepedés dominálhat a felszíni lefolyásban megjelenő P forrásaként. Ebben az esetben az üledék az altalaj, vagyis a terület anyakőzetének tulajdonságait fogja magán viselni (Logan, 1980).

A területhasználat befolyásolja az oldott formák részarányát is. A legelőkről származó felszíni lefolyás annak ellenére, hogy kevés ásványi eredetű üledéket szállít, nagy koncentrációban tartalmazhat a trágyából származó oldott foszfort. Az erősen műtrágyázott területekről lefolyó vizek jelentős arányban szállíthatnak oldott foszforformákat (Sharpley és mtsai, 1995). Ugyanakkor például az építkezési területeknél, ahol a felszín megbontásakor igen nagymértékű az altalaj eróziója, a talajrészecskékhez kötött foszfor dominál (Logan, 1980).

A talajon keresztüli szivárgás a P esetében felszíni lefolyáshoz képest kevésbé jellemző. A talajban ugyanis a foszfor megkötődik, melynek mértékét kémiai egyensúlytól függő adszorpciós folyamatok jellemzik. A megfigyelések szerint a talajvízben a foszfor töménysége többnyire – még a pontforrások közelében is – általában 0.05 mg/l alatt marad (Renau és mtsai, 1985).

A terhelés csökkentését célzó beavatkozások megtervezésekor a források szerinti megoszlás fontos. A terhelés meghatározásakor célszerű minél nagyobb mértékben az észlelési adatokra támaszkodni (2.1 ábra). Erre természetesen nincs mindig lehetőség, különösen a térben és időben is változó diffúz terhelés esetében. A lefolyás által közvetített foszforterhelést azonban legnagyobb mértékben a vízfolyások szállítják a végső befogadó felé. A vízfolyásokban végzett (vízminőségi és vízhozam) mérések így lehetőséget adnak a terhelés becslésére. A források meghatározásakor azonban figyelembe kell venni a folyóbeli P visszatartást is (Reddy és mtsai, 1999), ami a nagyobb (> 1000 km²) vízgyűjtőkre felállított tapasztalati összefüggés szerint 70-80%-ot is elérhet (Behrendt, 1996).

2.3 A tavak P forgalmát meghatározó folyamatok

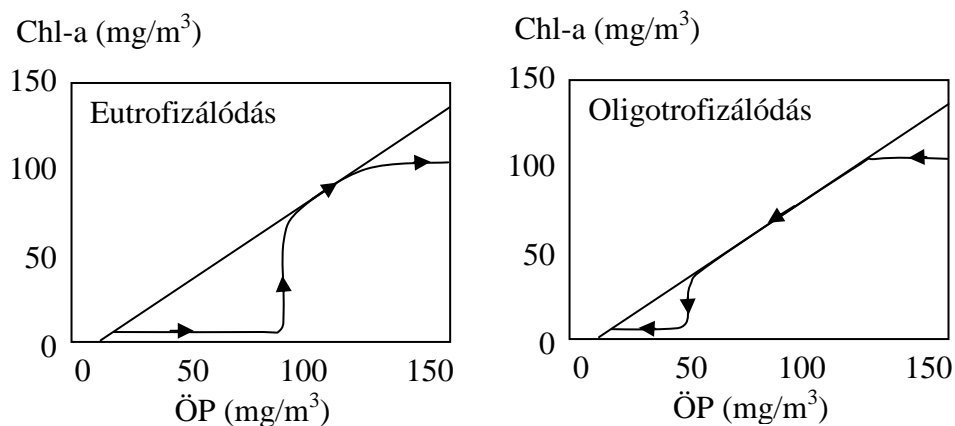
2.3.1 A külső terhelés és a trofitás kapcsolata

Kezdetben, főként a szennyvizek P eltávolításával a trofitás csökkentését célzó beavatkozások több tó esetében is sikerrel jártak: a foszforterhelés mérséklésével a káros folyamat valóban visszafordíthatónak bizonyult (Forsberg, 1985, Edmondson és Lehman, 1981, Sas, 1989). A helyreállítás azonban nem járt mindig sikerrel. A szakirodalom számos példát mutat be arra, hogy a fokozott mértékű algásodás a külső terhelések csökkentése után is folytatódott, Cullen és Forsberg, 1988, Sas, 1989, van Liere és Gulati, van der Molen és Boers, 1994) különösen azoknál a tavaknál, melyek üledékében sok tápanyag halmozódott fel. Ennek magyarázata, hogy a tavak általában „tápanyag-csapdaként” működnek. A mély, rétegzett tavakban az elsődleges termelés a felső rétegben, az epilimnionban folyik, és lebomló szervesanyagból felszabaduló tápanyagok a hipolimnionba kerülnek. A két réteg mérsékelt égövön csak a tavaszi és őszi hőkiegyenlítődés („turnover”) időszakában keveredik. A sekély tavakban hipolimnion nincs, a tóba jutott tápanyagok nagy része az üledékben halmozódik fel, ahonnan bizonyos körülmények között visszaléphet a víztérbe (Boström és mtsai, 1982). Az így kialakuló, ún. belső terhelés az eutrofizálódást a külső tápanyagforrások megszüntetése után még évekig, vagy akár évtizedekig is fenntartja (Sas, 1989, Reynolds, 1992, Sondergaard és mtsai, 2003).

Annak tényét, hogy a tavak ellenállnak a külső terhelés változásának, sokan megállapították, és a terhelés csökkentése utáni trofikus választípusokat különböző módon jellemezték. Cullen és Forsberg (1988) a tavakat három csoportba sorolta, aszerint, hogy a beavatkozásokat követően (1) a trofitás számottevően, legalább egy osztályt csökken (pl. hipertrófiából eutróf, stb.); (2) a trofitás mutatói javulnak, de nem olyan mértékben, hogy a tó kedvezőbb trofitási kategóriába kerülne át; (3) az alga biomassza alig, vagy egyáltalán nem csökken (esetleg a fajszerkezet módosul kedvező irányba). A Sas (1989) által koordinált átfogó tanulmányban 18 olyan európai tavat vizsgáltak, melyek külső terhelését jelentősen mérsékelték. A trofikus választ négy szakasszal jellemezték: amíg a biomasszát a P nem korlátozza, a csökkenő külső terhelés mellett a klorofill változatlan marad. A második szakaszban a fitoplankton biomasszáját már a tápanyag határozza meg. Mély tavaknál az egységnyi tófelületre vonatkoztatott biomassza mennyisége ugyan még nem csökken, de az algák a tápanyaghiány miatt mélyebbre hatolnak, növelve ezzel az átlátszóságot. Sekély tavaknál ez a fázis kimarad, a biomassza a P terheléssel arányosan változik. Az elérhető maximális alga biomassza mennyiségét, azaz a tó „eltartóképességét” a rendelkezésre álló P szabja meg (Reynolds, 1992). Az utolsó fázisban megváltozik a fitoplankton faji összetétele, a cianobaktériumok biomasszája abszolút és relatív értelemben is csökken. Istvánovics (2000) megállapításai szerint az utóbbi csak az egész évben planktonikus formában lévő *Oscillatoria* fajokra igaz,

az üledékben áttelelő cianobaktériumok (pl. a Balatonban is megtalálható *Cylindrospermopsis raciborskii*) visszaszorulásához hosszabb idő szükséges (Istvánovics és Herodek, 1994).

Scheffer és mtsai (1993) a fitoplankton-makrofiton dominanciát is tartalmazó elmélete szerint a külső terhelés növekedését kezdetben a makrofitonok P felvétele és az üledék adszorpciós kapacitása kompenzálja. Amikor az üledék már kezd telítődni, a vízben növekszik a P töménysége, azonban a makrofitonok dominanciája nem engedi az algák előretörését. Ezután hirtelen, nem lineáris váltással a rendszer összeomlik és a fitoplankton válik uralkodóvá. Az ezt követő időszakban, amíg a fitoplankton biomassa P limitált, a tavi P koncentráció a klorofill növekedésével lineárisan változik (a meredekséget a domináns fajokra jellemző Chl/P arány szabja meg). Az alga biomassa felső határát elérve, amikor már a fény a korlátozó, a vízben a P főleg a belső terhelés miatt növekedhet tovább. A folyamat visszafelé más úton halad. A terhelés csökkentését először semmilyen változás nem jelzi, a tavi (főleg a nyári) P koncentrációt az üledék magas P leadása szabályozza. Ameddig a tóban a P mennyisége nem csökken annyira, hogy a növekedést korlátozná, a biomassa konstans szinten marad. Az a küszöbszint, amelynél a fitoplankton már nem fény, hanem P limitálttá válik, a vízmélységtől és a fényviszonyokat meghatározó egyéb tényezőktől (pl. felkeveredés) függ. Amikor a tóvíz P koncentrációja már olyan alacsony, hogy az algák visszaszorulásával az átlátszóság növekszik, megjelennek a makrofitonok. A „tiszta” és a „zavaros” víz közötti átmenethez tartozó küszöbkonzentráció az *Oscillatoria* által dominált holland tavakban 50 mg/m^3 körül volt (Hosper, 1997), de a két stabil állapot közti átmenetet a koncentráción kívül számos egyéb tényező, mint például a felkeveredés, a víz kémiai összetétele, a mechanikai hatások, a hidrometeorológiai tényezők, a kimosódás is befolyásolják. A terhelés-trofitás meglehetősen bonyolult kapcsolatrendszerre átteleken keresztül érvényesül, nem lineáris, hanem késleltetések és hiszterézisek jellemzik (2.2 ábra, Hosper, 1998, Istvánovics, 2000). Annyi azonban bizonyos, hogy a terhelés csökkentésére adott válaszban meghatározó szerepe van a belső terhelésnek.



2.2 ábra: A hiszterézis elmélet bemutatása: az eutrofizálódás és az oligotrofizálódás hatása egy hipotetikus sekély tó nyári biomasszájára (Hosper, 1998)

2.3.2 A belső terhelés

Gyakori tapasztalat, hogy a külső terhelés hirtelen, drasztikus csökkentése a P visszatartás csökkenéséhez, esetenként negatív hatásfokhoz, azaz P kibocsátáshoz vezet. Ezt a szakirodalom a belső terhelés ugrásszerű megnövekedésével magyarázza (Sondergaard és mtsai, 2003). A belső terhelés időbeli változását sok tavon megfigyelték. Jeppesen és mtsai (1991) 27 sekély dániai tavat tanulmányoztak, amelyek külső terhelését jelentősen (34-94%-kal) csökkentették. A beavatkozások után 4-6 évig egyik tónál sem állt be az új egyensúly, függetlenül a tartózkodási időtől. Mivel az üledék P leadása főleg nyáron magas, amikor a kifolyás általában kicsi, a vízminőség javulás folyamata hosszú időt, esetenként több mint egy évtizedet vesz igénybe (Jeppesen és mtsai, 1998).

Tudjuk-e, hogy mi szabályozza a terhelés-trofitás válaszfüggvényt? Mekkora lesz a belső terhelés és milyen hosszú időt vesz igénybe a folyamat „lecsengése”? A kérdések megválaszolásához a jelenség háttérben álló mechanizmusok áttekintésére van szükség. Marsden (1989) szerint a három legfontosabb tényező, ami a belső terhelés jelentőségét és időtartamát meghatározza: az átöblítés mértéke, a múltbeli terhelési viszonyok és az üledék kémiai összetétele.

Az üledékben, különböző szorbensekhez kötődve a foszfor nagyságrendekkel nagyobb mennyiségben van jelen, mint a vízben (Herodek, 1997, Sondergaard és mtsai, 2003). A P vándorlását az üledék és a víz között számos fizikai, kémiai és biokémiai folyamat alakítja. Általában az üledék felső 10-15 cm-es rétege tekinthető „aktívnak” a víztér-üledék kölcsönhatásrendszerben, az ezalatt lévőt már „történelmi” rétegnek tekintik (Boström és mtsai, 1998). A frakcionálási eljárásokkal (például Hieltjes és Lijklema, 1980) a lazán adszorbeált, a vashoz, az alumíniumhoz, a kalciumhoz, a könnyen bomló és a nehezen bomló szervesanyaghoz kötött P-t lehet meghatározni. A belső terhelés alakítása szempontjából lényeges megkülönböztetni a labilis (szerves vagy szervetlen) kötésű P formákat és azokat a szorbenseket, melyek tartósan képesek a P-t megkötni. Általában a lazán kötött szerves, és a vashoz kötött, redox függő frakciókat tekintik a potenciálisan mozgékony P-nak (Sondergaard, 2003). A szorbensek aránya tavanként igen eltérő lehet.

A vashoz kötött P leadás redoxpotenciál függő, ha az üledékben lévő Fe(III) redukálódik Fe(II)-vé, a hozzá kötött P oldatba megy. A vízben a fotoszintézis a pH-t növeli, és ez csökkenti a vas és alumínium vegyületek P kötési kapacitását a vízzel érintkező üledékben (Boström és mtsai, 1982). Meszes vizű tavakban azonban a pH emelkedése kedvező hatású, mert az oldott foszfát adszorbeálódik vagy koprecipitálódik a kicsapódó CaCO₃ kristályokon (Danen-Louwerse, 1995). Kemény vizekben ezért a kalcium legalább olyan fontos P szabályozó elem, mint a vas (Golterman, 1982). Az üledék karbonátban való dúsulása javítja az

üledék szorpciós tulajdonságait, megvédi a szorpciós kapacitás kimerülésétől (Istvánovics és mtsai, 1989).

A belső terhelés pillanatnyi alakulását a vashidroxidhoz kötött P határozza meg, ami a redox viszonyok függvényében változik és redukzív környezetben a P leadás megnövekszik. A kalcium szerepe inkább hosszú távon fontos: szabályozza a szorpciós egyensúlyt, és mint „tartós” szorbens, hozzájárul, hogy az üledékbe került P végleges kikerüljön a tavi anyagforgalomból. A vas azonban fajlagosan sokkal több P-t képes megkötni, mint a mész², így a belső terhelés hosszú távú alakításában is meghatározó szerepe van.

Az üledék foszfor forgalomban betöltött szerepe különösen sekély tavak tápanyagforgalmában bizonyult alapvetőnek (Lijklema, 1986), mivel az üledék folyamatosan kapcsolatban áll a felette lévő vízoszloppal. Ha nem lenne keveredés, az üledékből a P csak a pórusvíz és a felette lévő tóvíz közötti éles koncentrációkülönbség által létrehozott diffúzió révén jutna fel a vízoszlopba. Az üledék részecskék felkeveredésével azonban a P közvetlenül is visszajuthat a vízbe.

Amikor az üledék felkeveredik, az adszorpciós/deszorpciós egyensúlynak megfelelően ad le (vagy köt meg) foszfátot a vízbe(ből). Tekintve, hogy sekély tavakban a felkeveredő üledék gyakorlatilag folyamatosan kapcsolatba kerül a vízzel, Golterman (1984) szerint a víz-üledék közötti kapcsolat egyensúlyi rendszerként írható le, azaz a P terhelés az üledék P szorpciós izotermájának megfelelően oszlik el a víz és az üledék között.

A P felszabadításában a biológiai folyamatok is részt vesznek, elsősorban a kiülepedett alga és detritusz mineralizációja révén. Emellett a mikroorganizmusok a környezet kémiai viszonyainak megváltoztatásával is hatnak a P leadást befolyásoló jellemzőkre (Herodek, 1997).

2.3.3 A P visszatartás mechanizmusai tavakban

A tavak nettó P visszatartását két ellentétes előjelű folyamat szabályozza: a formált P ülepedése és az üledék P leadása. A P visszatartásához a biotikus és az abiotikus folyamatok különböző mértékben járulhatnak hozzá. A biotikus P eltávolítás döntően az algák P ciklusához kötődik a bennük tárolt formált szerves P kiülepedése miatt. Az elpusztult algák részben a vízben, részben az üledékben mineralizálódnak. A lebomló algákból felszabaduló P bizonyos hányada adszorbeálódhat az üledékben, a többi visszakerül a vízbe, hogy aztán újabb alga teremjen belőle. A fitoplankton néhány napos generációs idejét figyelembe véve

² Néhány száz mg m/m³ foszfát koncentrációnál a friss CaCO₃ 100:1 arányban, kisebb koncentrációnál 1000:1 arányban adszorbeálja a foszfátot (Lijklema és mtsai. 1986).

egy szezon (vegetációs időszak) alatt 15-20 alganemzedék is kifejlődhet, és ha minden ciklusból a foszfor csak 10-20%-a kerül az üledékbe, ez összességében már jelentős P visszatartást eredményezhet (Istvánovics, 2000). Mivel a folyamathoz időre van szükség, a kiülepedés a tartózkodási idővel arányos, ahogyan ez a tapasztalati modellekben is szerepel (3.2 fejezet).

A vízgyűjtőről lefolyó vizek – különösen erózióra hajlamos területeken (2.2 fejezet) – nagy mennyiségben tartalmazhatnak szerves partikulált P-t, ami a tóba érkeve (általában a befolyó közelében) kiülepszik. Szintén abiotikus P eltávolításhoz vezet, ha a vízbeli oldott P koncentráció az üledék és a víz közötti szorpciós egyensúlynál magasabb, és a „felesleget” a biogén mészkiválás és a felkeveredő üledék adszorpciója révén az üledékben és/vagy a lebegőanyagban található szorbensek megkötik. Amennyiben az algák foszforhiányosak, az algák P felvétele a biotikus egyensúlyhoz képest jelentősen módosíthatja a vízbeli foszfát koncentrációt, csökkentve az abiotikus P eltávolítást és növelve a belső terhelést. Az abiotikus és a biotikus folyamatok tehát a P visszatartást együttesen alakítják.

2.4 A modellek szerepe a folyamatok megértésében és a tervezésben

A foszfor eutrofizációban betöltött szerepét felismerve a tápanyagterhelés és trofitás kapcsolatát számos kutató vizsgálta. Mindmáig legismertebb és legelterjedtebb az OECD által koordinált vizsgálat eredményeként született tapasztalati összefüggés, amelyet mintegy 140 tó és tározó összehasonlításával nyertek (Vollenweider és Kerekes, 1982). Az eutrofizáció modellezése is közel három évtizedes múltra tekint vissza (Scavia és Robertson, 1979), azóta számos, a tavi tápanyagforgalom modellezését összegző mű született (Orlob, 1983, Straskraba és Gnauck, 1985, Thomann és Mueller, 1987, Jörgensen, 1988, Chapra, 1997).

Vízminőségi modellezéssel a hazai szakma úttörői már a hetvenes években foglalkoztak. Hock (1974) a Sajóra dolgozott ki előrejelzésre alkalmas modellt, Somlyódy (1976) a Dunában a szennyezőanyagok elkeveredését vizsgálta. Tavi eutrofizációs modellt elsők között Jolánkai (1979), majd Herodek és mtsai (1982) alkalmaztak a Balatonra. Kutas és Herodek (1986) a Balaton négy medencéjére fejlesztett tápanyagforgalmi modellje „BEM” modellje alapozta meg a tó vízminőség szabályozási tervének elkészítését (Somlyódy és van Straten, 1986). Amíg 10-15 évvel ezelőtt a modellezés sikerét még leginkább a számítástechnika korlátozott lehetőségei szabták meg, ma a legnagyobb akadályt az adathiány jelenti (Somlyódy, 1999).

A tavak hosszútávú viselkedésének előrejelzése a vízminőségsszabályozás alapfeladata. A Víz Keretirányelv szerint 2025-re minden 50 ha-t meghaladó állóvízre teljesíteni kell az előírt vízminőségi célokat. A cselekvési programok kidolgozásához – amelyeket a VKI előírásának megfelelően az ún. „vízgyűjtő gazdálkodási tervekben” kell majd bemutatni – olyan egyszerű,

korlátozott számú észlelési adat esetén is használható modellekre van szükség, amely figyelembe tudja venni a külső terhelés változásának hatását, az üledék és a belső terhelés jövőbeli alakulását. Állóvizeink többségéről ugyanis – a nagy tavak kivételével – nemhogy hosszú észlelési idősorokkal, sok esetben még szórványos vizsgálatokkal sem rendelkezünk.

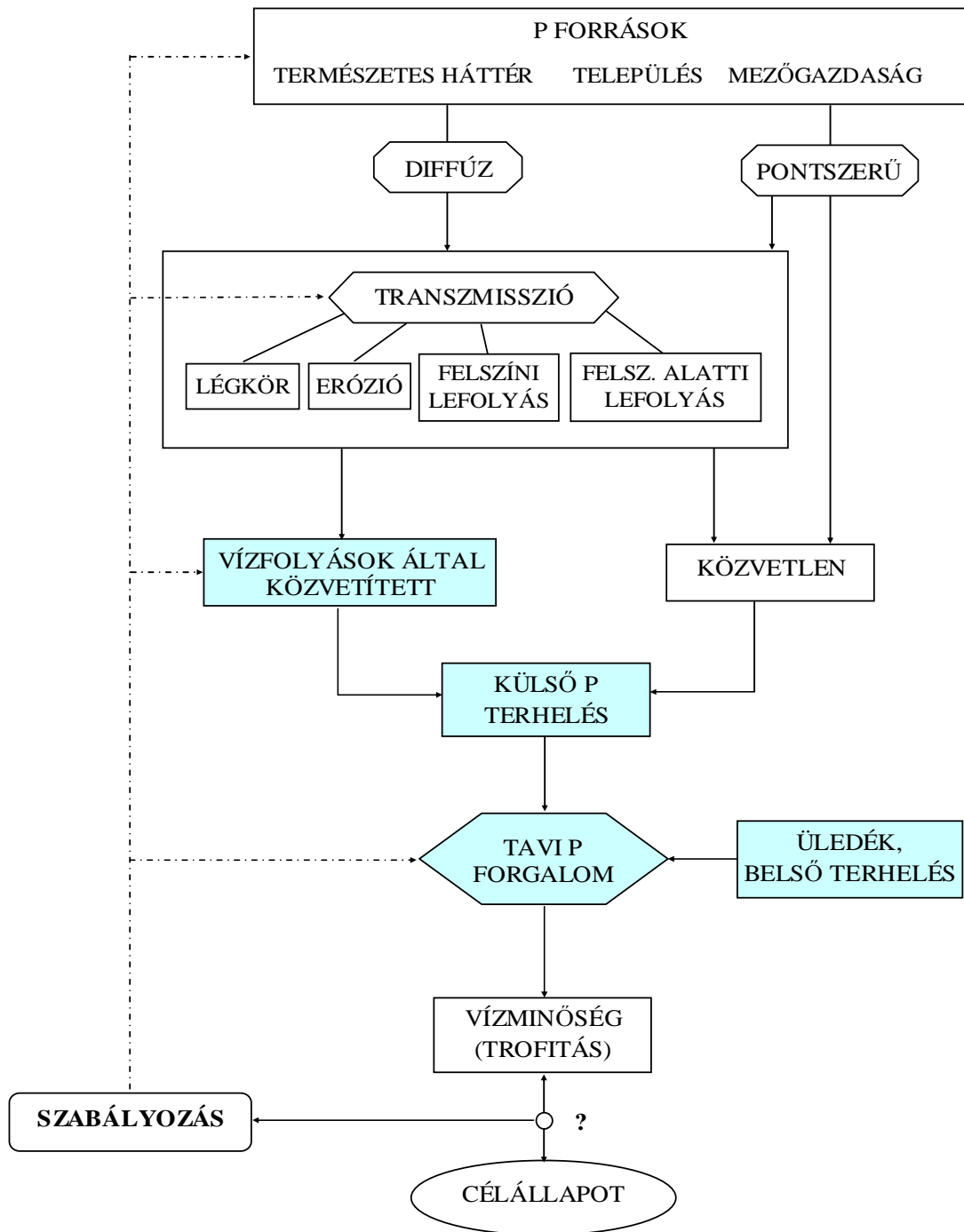
Hasonló problémákkal szembesülünk a terhelés számításakor is. A könnyen ellenőrizhető pontforrások számbavételére van lehetőség, és a szabályozás hatékony eszköze (szennyvíztisztítás) is ismeretes. A sztochasztikus jellegű, hidrológiai tényezőktől (vízjárás) függő, nehezen megfogható diffúz terhelésre ez nem igaz (Jolánkai és mtsai, 1999). Sem a terhelés meghatározására, sem a kezelésére nincsenek jól bevált „receptek”. Ugyanakkor a vízminőségsszabályozás gyakorlatában világszerte megfigyelhető, hogy a szennyvizek kezelésének megoldásával a diffúz terhelések aránya növekszik (Novotny, 1995). Ennek következtében a terhelés nagyságáról való ismereteink is egyre bizonytalanabbá válnak.

A becslési módszerek fejlesztése egyidős a tavi anyagforgalom modellezésével, csak a hazai „úttörő” példákat említve (Hock, 1970, Jolánkai, 1976, Jolánkai és Pintér, 1982, Somlyódy és Jolánkai, 1986). Mára a vízgyűjtőről származó tápanyagterhelés meghatározását szolgáló eljárások széles köre ismert a szakirodalomból (Thornton és mtsai, 1999). A dinamikus, osztott paraméteres, akár órás időléptéssel dolgozó hidrológiai alapú modellek a paraméterek beállításához és az igazoláshoz szükséges adatok nélkül, részletes területi információk hiányában nem adnak pontosabb eredményt valamely egyszerű, empirikus módszerrel végzett durva becslésnél. A módszerek tesztelése akkor lehetséges, ha a tó külső terhelését (például a befolyókon végzett vízhozam és vízminőségi észlelésekből) elfogadható pontossággal ismerjük.

2.5 Az értekezés témakörének lehatárolása, célkitűzés

A foszfor (P) eutrofizálódásban betöltött szerepét felismerve világossá vált, hogy a probléma kezelését tekintve a tavak és vízgyűjtőik elválaszthatatlan egységet képeznek (Somlyódy, 1984). A 2.3 ábra a tó – vízgyűjtő rendszert mutatja be. A vízminőségsszabályozás szempontjából meghatározó két legfontosabb elem a tavak külső és belső terhelése. Ezzel a két területtel foglalkozom részletesen az értekezésben.

A tápanyagterhelést a vízgyűjtő több pontján is értelmezhetjük: (A) a forrásoknál, (B) azokon a pontokon, ahol a tápanyagok belépnek a felszíni vizekbe („közvetett terhelés”), és (C) a kifolyási szelvényben a tóba történő belépés előtt. A és B különbsége a vízgyűjtő visszatartás, B és C különbsége a mederbeli visszatartás. A szakirodalomban használt fogalomrendszer nem következetes, hiszen mindhárom esetben használják a „terhelés” kifejezést.



2.3 ábra: A tó – vízgyűjtő rendszer
(A színezett boxok mutatják, hogy mely területekkel foglalkozik az értekezés.)

A terhelés meghatározásakor célszerű minél nagyobb mértékben az észlelésekre támaszkodni. A tápanyagokat közvetítő befolyó vízfolyások torkolati szelvényének vízminőségi és vízhozam észlelési adatai lehetőséget adnak a terhelés becslésére. A Balaton külső terhelésének mintegy 60%-a érkezik a rendszeresen ellenőrzött vízfolyásokon keresztül. Kisebb tavaknál és különösen a folyókra épített tározóknál ez az arány jóval magasabb is lehet. A terhelés „pontos” meghatározásához a vízminőségi adatoknak a teljes vízhozam tartományt le kellene fedniük. A kisebb, gyorsan változó vízjárású patakok esetében ehhez

nagyon gyakori, vagy az előre nem ismert vízhozamhoz alkalmazkodó mintázásra lenne szükség. Ennek hiányában a becslések pontatlanok és a nagyobb lefolyási események kimaradása a terhelés következetes alulbecsléséhez vezet.

2.5.1 A terhelés becslése a vízfolyások észlelési adataiból

A vízfolyások terhelés-számításának bizonytalansága alapvetően az észlelések idő- és térbeli hiányosságából származik. Az értekezés első felében a mintavételezésből származó hiba matematikai statisztikai számításával és a becslés javításának lehetőségeivel foglalkozom. Céлом olyan módszerek bemutatása, amelyekkel a mintavételezésből eredő bizonytalanságok meghatározhatók és a becslések pontosíthatók.

Az értekezésben az alábbi kérdésekre keresem a választ:

- Milyen hibát követünk el a terhelés meghatározásánál, ha azt a törzshálózati (heti-kétheti gyakoriságú) mérésekből számítjuk?
- Milyen gyakorisággal kellene észleléseket végezni ahhoz, hogy az éves terhelést elegendő pontossággal tudjuk meghatározni?
- A sűrűbb vízhozam adatok milyen módon használhatók fel a terhelésbecslések javítására, különösen a heves vízjárású kisvízfolyásoknál?

2.5.2 A külső terhelés csökkentésének hatása a tavak P forgalmára

A külső tápanyagterhelés a tavak vízminőségét leíró modellek bemeneti függvénye. Az értekezés második része sekély, eutróf tavak P forgalmát vizsgálja. A terhelés-trofitás kapcsolatának megértéséhez, és a vízminőség javítását célzó, terheléscsökkentő beavatkozások megtervezéséhez szükség van a modellekre. A szakirodalom viszonylag kevés példát és utólagos igazolást mutat be arra, hogy a beavatkozások hatása előrejelezhető-e.

Céлом empirikus és dinamikus modellek alkalmazása és továbbfejlesztése révén:

- A külső és belső terhelés kapcsolatát befolyásoló mechanizmusok elemzése;
- Az abiotikus és biotikus folyamatok P visszatartásban betöltött szerepének meghatározása;
- Az esettanulmányokhoz hasonló sekély tavakra vonatkozó általánosítható következtetések levonása;
- A terhelés csökkentés hatásának és a vízminőség-szabályozási előtárolók P visszatartásának előrejelzésére alkalmas módszer kidolgozása;
- A gyakorlatban használható, a tavat és a vízgyűjtőt összekapcsoló, a beavatkozások megtervezését segítő módszer fejlesztése.

3. ALKALMAZOTT MÓDSZEREK ÉS FELHASZNÁLT ADATOK

Az értekezés módszertani jellegű és túlnyomóan gyakorlati célokat szolgál. Munkám központi részét a hazai vízfolyásokon és sekély tavakon végzett elemzések során kapott eredmények képezik. Az esettanulmányként szolgáló területek, amelyek nincsenek minden esetben fizikailag is kapcsolatban egymással, elsősorban az értekezésben bemutatott módszerek tesztelését és általánosítható következtetések levonását szolgálják. Az elemzésekhez az országos törzshálózati vízminőségi adatbázist (forrás: Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium, Környezet Gazdálkodási Intézet), napi vízhozam adatokat (VITUKI Vízügyi Intézet), a Nyugat-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság Keszthelyi Laboratóriumának Zala- és Kis-Balatoni mérési adatait, és az Országos Meteorológiai Szolgálat napi globális sugárzás adatait használtam fel.

3.1 A vízfolyások által közvetített terhelés becslésének hibája és a pontosítás lehetőségei

3.1.1 A hiba meghatározása a matematikai statisztika módszereivel

A vízfolyások által szállított terhelést a vízhozam-koncentráció szorzat adott időszakra számított integrálja adja meg. A terhelések pontos meghatározásához a vízhozam és az ahhoz tartozó koncentráció adatoknak a hidrológiai helyzetek teljes tartományát le kellene fedniük, ennek hiányában a terhelés becslésekor hibát követünk el. Amennyiben célunk nem a folytonos idősor visszaállítására (Szöllösi és Nagy, 1976), hanem „csak” egy bizonyos időszakra vonatkozó (pl. éves) terhelés számítása, a mintavételi gyakoriság megfelelő megválasztásával elfogadható pontosságú becslést végezhetünk. Feltéve, hogy N számú koncentráció (C) és vízhozam (Q) mérés elegendő a hibátlan becsléshez, az $n < N$ számú mérésből számított átlag meghatározásának várható hibája a matematikai statisztika módszereivel számítható (Cochran, 1967).

Induljunk ki abból, hogy az N független elemet (y_1, y_2, \dots, y_N) tartalmazó véges halmaz átlaga \bar{Y}_N és varianciája $V_N = \sigma_N^2$. A halmazból n elemű mintát ($1 \leq n \leq N$) visszahelyezés nélkül véletlenszerűen kiválasztva és az eljárást sokszor ismételve az átlag várható értéke, $E(\bar{Y}_n)$ az \bar{Y}_N torzítatlan becslését adja. A becslés varianciája (Cochran, 1962):

$$V_n(\bar{Y}_n) = E(\bar{Y}_n - \bar{Y}_N)^2 = V_N \left(\frac{N-n}{Nn} \right) \quad (3-1),$$

amelyből a szórás definíció szerint:

$$\sigma(\bar{Y}_n) = \left(V_N \frac{N-n}{nN} \right)^{1/2} \quad (3-2)$$

Ha $n = N$, a szórás természetesen zérus. Ha az átlag becslésében $\Delta y = \alpha \bar{Y}_N$ hibát engedünk meg, azaz p valószínűséggel nem akarunk a megengedett hibánál nagyobbat tévedni, az n minimális mintaszámra az

$$n = \frac{N}{1 + n \left(\frac{\alpha}{t} \right)^2 \left(\frac{\bar{Y}_N}{\sigma_N} \right)^2} \quad (3-3)$$

összefüggés adódik, ahol t a p valószínűségi szint függvénye (Cochran, 1962, Somlyódy, 1986). Normális eloszlású hibát feltételezve, $p = 95\%$ konfidenciaszint esetén $t \approx 1,96$. A (3-3) összefüggést átrendezve az N elemű halmaz n mintából becsült átlagértékének 95%-os valószínűségű relatív hibája:

$$\alpha = \frac{\Delta y}{\bar{Y}_N} = t \frac{\sigma_N}{\bar{Y}_N} \left(\frac{N-n}{Nn} \right)^{1/2}. \quad (3-4)$$

Az eddigiekből látható, hogy a monitoring tervezésekor a szükséges mintaszámot alapvetően a mintázandó változó relatív szórása (varianciája) határozza meg (lásd még Sanders és mtsai, 1983). Minél nagyobb a relatív szórás, annál sűrűbb mintázással érhető el ugyanaz a megkívánt pontosság. Ez fordítva is igaz: a mintaszám csökkentése annál nagyobb információvesztéssel jár, minél nagyobb a mintázandó változó varianciája.

A fenti analitikus összefüggés (3-4) használatát azonban több tényező is korlátozza. A becslés konfidencia határainak előírásához az adatoknak elméletileg normális eloszlásúnak kellene lenniük. A vízhozamok általában erősen, a vízminőségi változók komponensről függően különböző mértékben mutatnak pozitív ferdeséget, leggyakrabban lognormál eloszlásúak (Somlyódy és van Straten, 1986, Richards, 1989).

Az eloszlás ferdeségének hatását Monte Carlo szimuláció (Szobol, 1981) segítségével ellenőrizhetjük (Richards és Holloway, 1987). A módszer esetünkben azt jelenti, hogy egy N elemű, pontosnak tekintett adatsorból véletlen jellel n elemet kiválasztunk, amelyből a keresett jellemzőt (pl. éves lefolyás vagy anyagáram) számítjuk. Az eljárást elegendően sokszor megismételve a számítás a becslés empirikus eloszlásához vezet, amelyből a becslés hibája adott valószínűségi szinten meghatározható. A kapott eredményt az analitikus módszerrel (3-4) összehasonlítva meghatározhatók az aszimmetrikus eloszlásból adódó eltérések.

További nehézséget okoz, hogy a mintázandó jellemző varianciája a mintavétel tervezésekor ismeretlen, vagy csak a hiányos (ritka) mérésekből áll rendelkezésre. Az eddigiek alapján a becslés hibája csak abban az esetben számítható, ha a szükséges statisztikai jellemzők ismertek. A hibaszámítás gyakorlati alkalmazhatóságát jelentősen javítaná olyan közelítő módszer létrehozása, amellyel a legtöbb esetben rendelkezésre álló információk (például vízhozam idősorok) felhasználásával becsülni tudnánk a mintavételi gyakoriság terhelésbecslés pontosságra gyakorolt hatását.

3.1.2. A terhelésbecslés pontosítása

A vízminőség vizsgálatok gyakorisága – még a nemzetközi gyakorlatnál magasabb hazai heti-kétheti mintavételezés esetén – sem elegendő bizonyos információk (pl. éves vagy rövidebb idejű átlagértékek) elfogadható pontosságú meghatározásához. Tény viszont, hogy a minőségi adatokhoz képest általában sokkal nagyobb számban állnak rendelkezésre hidrológiai (vízállás-vízhozam) mérések, különösen olyan szelvényekben, ahol folyamatosan regisztrálják a vízállást. Így egy adott szelvényben lefolyt évi vízmennyiség becsléséhez például minimum 365, de akár több ezer vízhozam adat is rendelkezésre állhat. A vízhozam és a terhelés közti kapcsolatot kihasználva (Hock, 1970, Jolánkai és Pintér, 1982, Somlyódy és van Straten, 1986, Richards, 1989) kézenfekvő a lehetőség, hogy a vízhozam adatokban rejlő többletinformációt a terhelésbecslés pontosításához fel kell használni.

A becslést „javító” eljárások áttekintése

A vízfolyások terhelésének becslésére számos módszert dolgoztak ki (Verhoff, 1980, Dolan és mtsai, 1981, Miertschim, 1986, Ferguson, 1986, Preston és mtsai, 1989). Az eljárások alapvetően három nagy csoportba sorolhatók: az átlagolási, az aránybecslő és a regressziós módszerek csoportjába.

Számítás szempontjából a széles körben alkalmazott átlagolási módszerek a legegyszerűbbek, azonban torzított becslést adnak (2. Függelék). A koncentráció adatokat általában valamilyen időszakra átlagolják, majd ezt a vonatkozó vízhozam értékekkel szorozzák. Az éves terhelés a reprezentatívnek tekintett vízhozam-, koncentráció-, vagy terhelésmérések egy évre történő összegzésével határozható meg. Ezek a módszerek könnyen és rugalmasan alkalmazhatók, implicit feltételezésük azonban az, hogy az adatok függetlenek és egyenletes kiosztásúak, ami ritkán teljesül (Dolan és mtsai., 1981, Preston és mtsai, 1989). Az alkalmazás feltételének megsértése jelentős becslési hibát okoz, különösen akkor, ha a mintavételezés nem terjed ki a vízhozamok és koncentrációk teljes tartományára. Az átlagolást változó időtartamokra is végezhetjük (Miertschim, 1986), hibaforrást jelent azonban, ha az átlagolási periódus hossza nem alkalmazkodik a tényleges lefolyási viszonyokhoz, és nem követi a koncentráció változásának dinamikáját.

Az ún. aránybecslő módszereket („ratio method”) a mintavételezési statisztikák elméletéből kölcsönözték (Hartley és Ross, 1952). Cochran (1967) szerint az átlagterhelés lényegében az átlagvízhozam és a vízhozammal súlyozott átlagkoncentráció szorzata, amely utóbbit a mintavételi adatokból számíthatjuk ki (2. Függelék). A vízhozamot kiegészítő (független), a terhelést függő változóként kezelik (Cochran 1967). Általában ezt a módszert tekintik a legjobb lineáris becslési eljárásnak, ha két feltétel teljesül: (i) a két változó közötti (x_i , y_i) kapcsolat olyan egyenessel írható le, amely átmegy az origón, és (ii) y_i varianciája ekörül az

egyenes körül x_i -vel arányos. Az aránybecslő módszer az n mintaszám növelésével nem konvergál a valós átlagértékhez, a terhelés és vízhozam adatsor varianciájától és kovarianciájától függő korrekciós szorzótényezővel azonban konvergenssé tehető (Beale 1962, Tin 1965, 2. Függelék). A módszer jól használható heves vízjárású folyók esetén is, különösen ha a mintavételezés felülreprezentálja a kisvizes időszakot. (Preston és mtsai. 1992).

A vízhozam idősorok többletinformáció tartalmának legnagyobb mértékű kihasználását a regressziós módszerek, tehát a vízhozam – terhelés kapcsolatok bevonása teszi lehetővé (Miertschim 1986). Napi koncentráció-vízhozam vagy terhelés-vízhozam kapcsolatokkal statisztikailag értékelhető hosszúságú idősorok esetében kísérletezhetünk. A sikert nagymértékben befolyásolja, hogy a teljes vízhozamtartományt lefedik-e a koncentráció adatok. A regressziós módszerek („rating methods”) alkalmazása hosszú múltra tekint vissza, különösen a lebegőanyagterhelés becslésében. A vízhozam és a terhelés kapcsolatát többnyire lineáris, logaritmikus, exponenciális vagy hatvány függvényekkel közelíthetjük (2. Függelék). A szakirodalomban leggyakrabban log-log kapcsolatot használnak, mivel a vízhozamról és a koncentrációról feltételezik, hogy azok kétváltozós lognormál eloszlásúak. Ez a kapcsolat elméleti megfontolások szerint csak pontatlanul használható előrejelzésre, az eltérés azonban korrekcióval csökkenthető (Ferguson, 1987). Cohn (1989) az eltérést korrigáló tényezőt tovább javította a minimum varianciát eredményező tényező („MVUE”) bevezetésével.

A hazai szakirodalomban már a hetvenes években széleskörű elemzéseket folytattak a lefolyás által közvetített tápanyagterhelés meghatározására (Hock, 1970, Jolánkai és Pintér, 1982). Utóbbi tanulmány fontos megállapítása, hogy a vízhozam – terhelés kapcsolatrendszer nagyon sok tényező befolyásolja (mint például a lefolyást kiváltó csapadék intenzitása, a talaj fedettsége stb.), ezért a probléma a legtöbb esetben nem kezelhető kétváltozós összefüggés alkalmazásával. A különböző függvénykapcsolatokat felhasználó matematikai próbálkozások ellenére az összefüggések sokszor nem kielégítőek. Hock (1970) munkájában a vízhozam és a koncentrációk közötti kapcsolatok lehetséges alakulását részletes elemzéseknek vetette alá. A terhelés közelítésére javasolt összefüggése a vízhozam változását is figyelembe veszi:

$$L = a Q_i + b + d Q_i (Q_i - Q_{i-1}), \quad (3-5)$$

ahol L a vízhozam (Q) és a hozzá tartozó koncentráció (C) szorzatából számított adott időszakra vonatkozó anyagáram, a , b és d kalibrálandó paraméterek, Q_{i-1} a Q_i mérési időpontjánál egy időegységgel korábbi vízhozam. Hasonló, az áradó és az apadó vízhozamokat megkülönböztető összefüggésekkel is találkozhatunk. Mindenfajta pontosítás elengedhetetlen feltétele, hogy a kapcsolatok felállításához elegendő számú reprezentatív észlelésünk legyen. Ha nincs elég hosszú idősorunk, vagy a kapcsolat gyenge, alkalmazhatjuk

a „klaszterezés” vagy „skatulya” eljárást. Ennek lényege, hogy az adatokat a vízhozam szerint tartományokra osztjuk és az egyes osztályokat az észlelt koncentrációk középértékével és szórásával jellemezzük.

Az adatsorok rétegezése

A terhelésbecslés konfidenciahatárainak előírásánál is – mint ahogyan ezt a becslés hibájának meghatározásánál megállapítottuk – igaz, hogy az adatok normális eloszlást kellene követniük. A valóságban azonban az eloszlások általában erősen pozitívan ferdülnek, mert sok kicsi és kevés igen nagy értékből állnak össze. A vízhozamok a vízfolyás méretétől függően több nagyságrendnyit változhatnak. A hozamhoz kapcsolódó lebegőanyag koncentrációk változása elérheti a 3-4 nagyságrendet, így a lebegőanyag terhelése egyetlen év alatt 5-8 nagyságrenden belül mozoghat (Bodo és Unny, 1983). A legnagyobb változékonyságot árhullámok idején figyelhetjük meg, amelyek a teljes évnek csak rövid időszakára terjednek ki, részesedésük mégis jelentős az éves lefolyásban és terhelésben. A nagy változékonyság kezelésének hatékony módszere az adatok rétegzése. A szétválasztást oly módon kell elvégezni, hogy az egyes szegmenseken belül az eloszlás a normál eloszláshoz közelítsen. A rétegzés bármelyik fő csoportbeli terhelésbecslési módszerrel kombinálható, és jelentősen javítja a becslés pontosságát. A részidősorok önállóan kezelhetők, a rájuk vonatkozó becslések összegzésével a teljes időszak terhelése számítható. A módszer lehetővé teszi, hogy az egyes rétegekbe a mintákat azok változékonysága szerint válasszuk ki. Ha például m réteget értelmezzünk adott időszakon belül, a teljes időszak átlagterhelése (L_a):

$$\bar{L}_a = \frac{\sum_{j=1}^m N_j \bar{L}_j}{\sum_{j=1}^m N_j} \quad (3-6)$$

ahol L_j a j -edik réteg átlag terhelése, N_j a j -edik réteg hossza (nap). Az L_a -ra vonatkozó variancia (S^2_L):

$$\bar{S}^2 = \frac{1}{N^2} \sum_{j=1}^m N_j^2 S_j^2 \quad (3-7)$$

A rétegzés az árhullámok leválasztásán és kezelésén túl az eltérések és pontatlanságok további forrásainak elkülönítését is lehetővé teszi. Bodo és Unny (1983) például 4 elsődleges réteget és 9 alréteget különített el. A rétegzés részletességét természetesen a rendelkezésre álló adatok határozzák meg. A módszer szubjektív elemeket is tartalmaz, hiszen kevés adatból intuitív módon kell megállapítanunk, amelyek a legnagyobb változékonyságot okozó tényezők. Tapasztalatok szerint általában a koncentráció-tartományok szerinti rétegzés adja a legjobb eredményt, de ezt a koncentráció vízhozam függésének jellege is befolyásolja. A kisvizek tartományában a koncentrációt elsősorban a pontszerű források tartják fenn, a vízhozam növekedésével a koncentráció exponenciálisan hígul. A diffúz terhelésekhez kötődő

koncentrációk árhullámonként és évszakosan is eltérnek egymástól. Az árhullámok hígító hatása a koncentrációkat csökkentené, a vízgyűjtő talajairól érkező diffúz (pl. eróziós eredetű) anyagáram ugyanakkor növeli azokat (Hock, 1974). A koncentráció csúcsok rendszerint megelőzik a vízhozam tetőzését. Ezért az árhullámréteget úgy kell kijelölni, hogy az apadó ágon nagyobb vízhozam tartományt fedjenek le, mint az áradónál.

A becslési módszerek alkalmazásának szakirodalmi tapasztalatai

A nyolcvanas évek közepén elterjedt módszereket számos vízgyűjtő vízfolyásán kipróbálták. Preston (1989) vizsgálatai szerint a Beale-féle aránybecslést találták az egyetlen olyan módszernek, amelyik mind a nyugodt, mind a heves vízjárású folyóknál (utóbbi esetben csak rétegzés esetén) elfogadható eredményt hozott. Ugyanakkor többen azt igazolták (Littlewood, 1995), hogy az aránybecslés nem megfelelő, ha a koncentráció és a vízhozam adatok között erős pozitív korreláció van (a koncentráció a vízhozammal növekszik). A regressziós módszerek sikeres alkalmazásáról is sok példát találhatunk a szakirodalomban. Legtöbbször a vízhozam és koncentráció, illetve a vízhozam és terhelés közötti logaritmikus függvényeket használták (Kronvag és Bruhn, 1996, Cooper és Watts, 2002, Letcher és mtsai, 2002). A kapcsolatot gyakran az adatok vízhozam szerinti rétegzésével próbálták javítani, de Asselman (2000) a lebegőanyagterhelés számításánál hangsúlyozta a szezonális megkülönböztetés fontosságát is. Smart és mtsai (1999) egy észak-kelet skóciai folyó terhelésének becslésénél ugyanezt állapították meg, azonban hangsúlyozták, hogy a szezonális szétválasztás csak akkor javítja a becslés pontosságát, ha a vízhozam-koncentráció kapcsolata elég szoros.

Mindezek alapján leginkább arra a következtetésre juthatunk, hogy az eredmények eltérőek, és több mint két évtized tapasztalata alapján egyik eljárás sem bizonyult lényegesen jobbnak a többinél. A kiválasztást a rendelkezésre álló adatok jellege és az adatsorok hosszúsága mellett a számításigény és a felhasználás jellege határozza meg. Valamennyi módszer feltételezésekkel él a felhasznált adatok statisztikai jellemzőire vonatkozóan. Ha az adatsorok statisztikai jellemzőit ismerjük, az annak megfelelő módszer a szakirodalomból könnyebben kiválasztható. A számítások pontosságának leggyakoribb korlátozó tényezője az adathiány. A hiányos adatsorok kiértékelésekor vigyázni kell, hogy a statisztikai elemzéseket ne csak a pontosság látszatának keltésére alkalmazzuk. Valamely megoldási módszer ugyanis lehet elegáns, ám a végeredmény csak annyira pontos, amennyire azt az adatok információtartalma lehetővé teszi.

A módszerek alkalmazhatóságát ugyan nagyszámú vízfolyáson és több komponensre vizsgálták, ezek a vízfolyások azonban többnyire legalább egy nagyságrenddel meghaladták a balatoni kisvízfolyások jellemző vízhozamtartományát, mely munkám célkitűzései között szerepel.

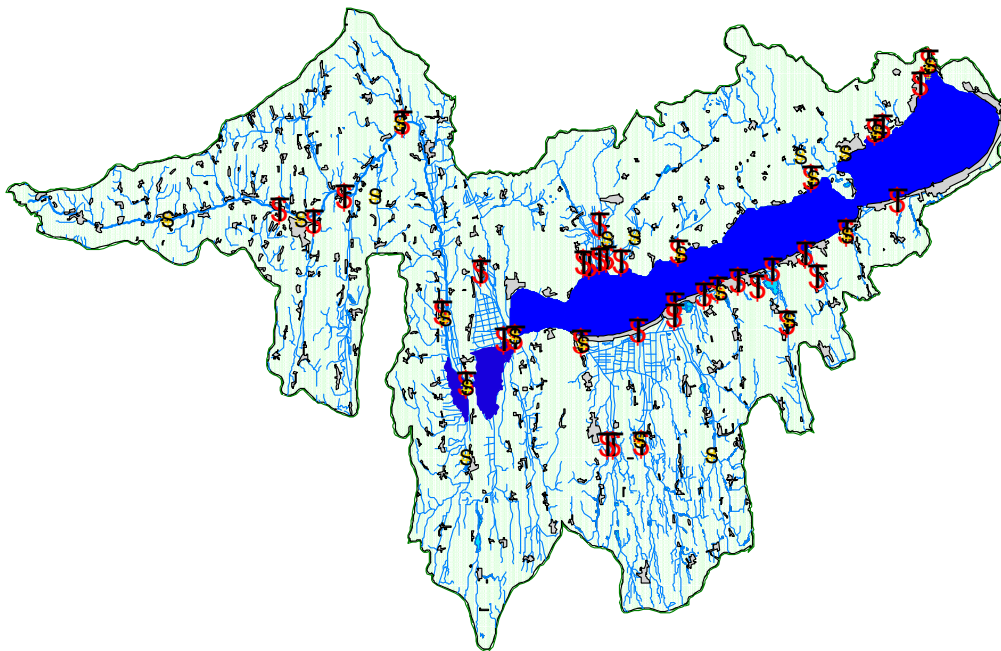
3.1.3 A számításokhoz felhasznált adatok

Az éves terhelés becslésének hiányos mintavételezésből származó hibáját nagyobb hazai folyókra (méret szerint csökkenő sorrendben a Duna, Tisza, Maros, Bodrog, Sajó, Zala, Zagyva és a Bódva), és a Balatonba torkolló kisvízfolyásokra számítottam. Utóbbiaknál azoknak a kisvízfolyásoknak az adatait lehetett felhasználni, amelyek torkolat közeli szelvényében a rendszeres vízminőségi észlelés mellett folyamatos (legalább napi) vízhozam regisztrálás is folytatnak. Ezek a patakok: a Fűzfői-séd és a Kéki-patak a Siófoki-medencébe, az Örvényesi-séd, a Burnót-patak, a Kőröshegyi-séd, a Tetves-patak, a Jamai-patak és a Nagymetszés-patak a Szemesi-medencébe, az Eger-patak, a Tapolca-patak és a Keleti-bozót árok a Szigligeti-medencébe torkolló vízfolyások közül (3.1 ábra). Az elemzésekben felhasznált adatokat a 3.1 táblázat mutatja.

3.1 Táblázat: A terhelés becslés hibájának meghatározásához és a becslést javító módszerek alkalmazásához felhasznált adatok és időszakok

Vízfolyás	Szelvény	Vízhozam	Vízminőség
Duna	Rajka	Napi (1989-1992)	Heti (1989-1992)
	Medve	Napi (1993-1996)	Kétheti (1993-1996)
Tisza	Tiszasziget	Napi (1990-1996)	Heti (1990-1996)
Maros	Makó	Napi (1991-1996)	Heti (1991-1996)
Bodrog	Felsőberecki	Napi (1991-1996)	Heti (1991-1993), Kétheti (1994-1996)
Sajó	Sajópüspöki	Napi (1991-1996)	Heti (1991-1996)
Zala	Zalaapáti	Napi (1989-2002)	Napi (1989-2002)
Bódva	Hídvégárdó	Napi (1991-1996)	Heti (1991-1993), Kétheti (1994-1996)
Zagyva	Újszász	Napi (1991-1996)	Kétheti (1991-1996)
Eger-patak	Nemesgulács 71 sz. főút	Napi (1989-2002)	Kétheti (1989-2002)
Keleti-bozót árok	Pamuk Fonyód	Napi (1989-2002)	Havi (1989-2002)
Tapolca-patak	Hegymagas 71 sz. főút	Napi (1989-2002)	Kétheti (1989-2002)
Burnót-patak	Ábrahámhegy	Napi (1989-2002)	Kétheti (1989-2002)
Örvényesi-séd	Örvényes	Napi (1989-2002)	Kétheti (1989-2002)
Jamai-patak	Balatonboglár	Kétheti (1989-1990) Napi (1991-2002)	Kétheti (1989-2002)
Kőröshegyi-séd	Balatonföldvár	Napi (1989-2002)	Kétheti (1989-2002)

Vízfolyás	Szelvény	Vízhozam	Vízminőség
Nagymetszés-patak	Szólád Balatonszemes	Napi (1989-2002)	Kétheti (1989-2002)
Tetves-patak	Visz Balatonszárszó	Napi (1989-2002)	Havi (1989-2002) Kétheti (1989-2002)
Kéki-patak	Balatonfüred	Napi (1990-2002)	Havi (1994-2002)
Arácsi-séd	Balatonfüred	Napi (1990-2002)	-
Füzfői-séd	Balatonfüzfő	Napi (1989-2002)	Kétheti (1989-2002)



3.1 ábra: A Balaton vízgyűjtőjén található vízfolyások. A háromszögek a vízminőségi, a körök a vízhozam észlelő állomások helyét mutatják

A becslés hibájának közelítő meghatározásához vizsgáltam a folyók középvíhozama és a vízjárás változékonyságát kifejező statisztikai jellemzők közötti összefüggést. Számítottam az anyagáramok becslésének hibáját különböző mintavételi gyakoriságok esetén, és vizsgáltam, hogy milyen mértékben befolyásolja a becslés pontatlansága az anyagmérlegek felállítását. A statisztika elméletéből levezetett hibát a napi terhelés idősorral rendelkező Zalára Monte Carlo szimuláció (Richards és Holloway, 1987) segítségével ellenőriztem. A Zalára és a változékonny vízjárású, rövid lefolyási idejű balatoni befolyókra vizsgáltam az extrém vízhozamok lefolyás- és terhelés szállításában betöltött szerepét.

A terhelésbecslési módszerek ellenőrzésére ritkán van lehetőség, hiszen a tényleges terhelést nem ismerjük. A Zalán végzett napi észlelések (NyuDuVizig-KÜM) azonban ezt lehetővé tették. A Zala napi idősorából előállított kétheti mintavételezésnek megfelelő adatsorokra

különböző típusú becslési eljárásokat alkalmaztam (átlagolás, aránybecslés, regressziós kapcsolat). Vizsgáltam a minták rétegzésének hatását és a szezonális változások szerepét. Az eredmények alapján javaslatot dolgoztam ki a balatoni kisvízfolyások terhelésszámításának pontosítására.

A terhelés meghatározása a tavi P ciklus elemzésének előfeltétele. Az alábbiakban a külső terhelés és a trofitás kapcsolatát leíró modellek szakirodalmát tekintem át.

3.2 A sekély tavak P forgalma, a külső- és belső terhelés kapcsolata

3.2.1 A P forgalom modellezése

Az eutrofizáció kutatásának több mint három évtizedes múltját tekintve (2.4 fejezet) a tavak modellezésével foglalkozó szakirodalom is bőséges. Az esettanulmányként bemutatott alkalmazások mellett több, a modellezés tapasztalatait összegző tanulmány is született. A teljesség igénye nélkül, időrendben: Park (1978), Jolánkai (1979), Jörgensen (1979), Reckhow (1979), Orlob (1983), Starskraba és Gnauck (1985), Somlyódy és van Straten (1986), Thomann és Mueller (1987), Jörgensen (1988), Frisk (1989), Seo és Canale (1996), Chapra (1997), Jolánkai (1999), Koelmans (2001).

Az idő változó figyelembevétele szerint statikus és dinamikus modelleket, a megközelítés módja szerint statisztikus, egyszerű összes P (ÖP) anyagmérleg alapú és az algaszaporodás dinamikáját leíró P forgalmi, tápláléklánc és komplex ökoszisztéma modelleket különböztethetünk meg. Utóbbiak esetében éles határvonal nem húzható meg, a modellek egyre bonyolultabbakká válnak az állapotváltozók és a modellparaméterek számának növekedésével. Az eutrofizáció modellezése tehát nem szorítkozik kizárólagosan csak a tavak P forgalmának leírására, azonban a P – tekintve, hogy az elem a szabályozás kulcsfontosságú tényezője (2.1 fejezet) – mindegyik modellben szerepel vízminőségi változóként.

A tómodellezés gyakorlatában sokféle megközelítésmóddal találkozhatunk a hidrodinamika és transzport leírását illetően is (Shanahan és Harleman, 1986). A teljes elkeveredést feltételező reaktormodellek (0D) és az egy vagy több dimenziós modellek közti választást a vízminőség térbeli változékonysága (pl. hosszúkás alakú vagy rétegzett tavak), és a biokémiai és hidrodinamikai folyamatok időléptéke (például a szél keltette felkeveredés hatása sekély tavaknál) határozza meg (Lijklema, 1998).

A modellek használhatóságát mindig az adott probléma (vizsgált tó) jellemzői, a feladat célja, és nem utószorban a rendelkezésre álló adatok határozzák meg. Mérések és megfelelő ismeretek hiányában ugyanis sem a hidraulika, sem a biokémiai folyamatok összetett leírása nem ad többletinformációt az egyszerű modellekhez képest, a jelenségek túlzott

leegyszerűsítése viszont – ha az nem tükrözi elegendően a rendszer viselkedését – könnyen vezethet téves következtetésekhez. Az alábbiakban a főbb alaptípusokat mutatjuk be, az egyszerűbb megközelítéstől a bonyolultabbak felé haladva.

Statisztikai modellek

A tapasztalati (statisztikai) modellek az eutrofizáció okai és a vízminőség jellemzői között felírt empirikus összefüggéseken alapulnak, amelyeket viszonylag nagyszámú megfigyelés alapján határoznak meg. A terhelés-trofitás kapcsolatát többnyire két lépésben elemezték (Ahlgreen, 1967, Golterman és Oude, 1991): a külső terhelés és a tavi összes P (ÖP) koncentráció, valamint a tavi ÖP koncentráció és az (általában klorofillban kifejezett) alga biomassa közötti empirikus függvény felállításával. Az összefüggések alapját a tavakra felírt – gyakran fekete doboz modellként is definiált (Frisk, 1989) – éves anyagmérleg képezi, melyben hidraulikailag a tavat teljesen elkevert reaktorként tekintjük. Mivel a modellek időváltozót nem tartalmaznak, az időbeli változásokat csak úgy tudjuk figyelembe venni, hogy diszkrét, egyensúlyi állapotok sorozatát tekintjük. Az ilyen típusú modellek a rövid idejű változások dinamikáját értelemszerűen nem tudják leírni. Céljuk elsősorban a környezet eltartó képesség által elérhető, (potenciális) maximális biomassa becslése.

Az első tavi anyagmérleg Piontelli és Tonoulli (1964) nevéhez fűződik, akik az összes P kiülepedését a terhelés függvényében határozták meg. Dillion és Rigler (1974) 14 kanadai tóra állítottak fel összefüggést az ÖP visszatartás és a vízmélység/tartózkodási idő hányadosa között. Ezt továbbfejlesztve, Chapra (1975) a tavi ÖP koncentráció és a tó felszínének arányában, Vollenweider (1979) az ÖP koncentráció és a tó térfogata arányában írta fel az ÖP visszatartást. Vollenweider (1975) végezte az első statisztikai elemzést, és úgy találta, hogy a visszatartás csak a vízmélységtől függ, és az ún. látszólagos ülepedési sebesség értéke 10 m/év körül van. Chapra (1975) a legjobb illeszkedést $v_s = 16$ m/év esetében találta. Vollenweider 1976-ban fejlesztette ki ma is használatos modelljét, amelyben az ún. normalizált terhelés ismeretében meghatározhatjuk a tó éves átlagos ÖP koncentrációját:

$$P = \frac{l_p}{q(1 + \sqrt{\tau})}$$
, ahol P az évi átlag összes P koncentráció (g/m^3), l_p ($\text{g/m}^2/\text{év}$) a tó fajlagos külső terhelése, q ($\text{m}^3/\text{m}^2/\text{év}$) a tó hidraulikai terhelése és τ a tartózkodási idő évben kifejezve.

Ez a felismerés alapozta meg az OECD által készített, mindezidáig legátfogóbbnak tekinthető felmérés elkészítését (OECD, 1982, Vollenweider és Kerekes, 1982), melyben 140 északi mérsékelt övi tó fajlagos foszforterhelését és trofitási jellemzőit hasonlították össze. Az OECD tavak kis eltéréssel, de jól illeszkedtek a Vollenweider által felállított egyeneshez, amelyhez a mérési adatok eloszlása alapján számított konfidencia intervallumokat is megadták. Az ÖP anyagmérlegekből levezetett empirikus vagy félempirikus modelleknek

számos hasonló változata is született (Rechkow, 1979; Yeasted és Morel, 1978; Hoare, 1980; Golterman, 1980; Kerekes, 1983; Mahamat és Bhagat 1983; Salas és Martino, 1991), amelyek további tapasztalati állandókat is tartalmaznak. A tavi átlagos ÖP koncentrációt a
$$P = \frac{P_{in}}{a(1 + \sqrt{\tau})^b}$$
 összefüggéssel felírva P_{in} a koncentráció a befolyó vízben, τ (év) a tartózkodási idő, a és b állandók. Az OECD felmérésben főként mély tavakat vizsgáltak, és a legjobb illeszkedést a tóban mért átlagos foszfor koncentráció és a befolyó víz koncentrációjából a tartózkodási idő függvényében kifejezett mennyiség között $a = 1.55$ és $b = 0.82$ esetében kapták. Sekély tavakra jobb illeszkedést tapasztaltak, ha a nevezőben a tartózkodási idő négyzetgyökét $k = 2$ -vel megszorozták. A kifejezetten sekély rendszerekre kifejlesztett CUWVO egyenletben $a = 0.933$, $b = 1.02$ és $k = 2$ (Icke, 1996). Straskraba és mtsai (1995) és Straskraba (1996) 51 mély tározóban és 59 tóban vizsgálták a foszforvisszatartást, és szoros empirikus összefüggést találtak a P visszatartás és a tartózkodási idő között. A számtalan alváltozat ellenére az eredeti Vollenweider-modell (vagy OECD-modellként) elnevezett összefüggés terjedt el leginkább a gyakorlatban (Vollenweider és Kerekes, 1982).

Az empirikus összefüggések tehát a P visszatartást többnyire a tartózkodási idővel és/vagy a vízmélységgel fejezték ki, és az üledéssel jellemezték. A folyamatok hátterét azonban nem vizsgálták. Egyes tanulmányok viszont felhívták a figyelmet a P visszatartást befolyásoló eltérő mechanizmusok figyelembevételének fontosságára is. Jones és Bachmann (1978) jelentős P visszatartást tapasztaltak az Iowa-i tározókban, amelyet a tavaszi magas hordaléktartalmú befolyók P tartalmának kiülepedésével magyaráztak. A tározókban a Vollenweider modellel előre jelzett P koncentrációnál közel egy nagyságrenddel kisebbet mértek. Janus és Vollenweider (1984) korrelációs számításokkal demonstrálták, hogy a P visszatartásban első helyen valóban a tartózkodási idő a meghatározó, azonban a befolyó vizek koncentrációja is számít. Állításuk szerint az eutróf tavaknál nagyobb a P visszatartás, mint az oligotrófoknál, és ezt a magasabb P adszorpcióval indokolták. Kennedy (1999) vizsgálatai szerint a tartózkodási idő eltérően befolyásolja a P visszatartást attól függően, hogy mekkora a tározó külső terhelése. Tapasztalatai szerint $15 \text{ g/m}^2/\text{év}$ fajlagos terhelés felett a tartózkodási idő növelése csak kismértékben növelte a P visszatartást, alacsony külső terhelésnél azonban a kapcsolat szoros volt.

Golterman (1984) a vízbeli foszfát koncentráció és az üledék által adszorbeált P kapcsolatára empirikus összefüggést állított fel, mely szerint a befolyó P terhelés a befolyó víz foszfáttartalmának köbgyökével arányosan oszlik meg az üledék és a víz között:
$$P_{sed} = A \sqrt[3]{P_w}$$
, ahol P_{sed} az üledéken adszorbeált foszfor, P_w a foszfát koncentráció, A pedig kalibrálandó paraméter.

Dinamikus összes P modellek

Ezek a modellek annyiban különböznek az empirikus modellektől, hogy az anyagmérleg egyenletet a teljesen elkevert reaktorként feltételezett tóra, az ÖP koncentráció időbeli változásának leírására alkalmazzák (Thomann, 1977). Általános alakban: $\frac{dP}{dt} = I_p - qP - KP$, ahol P a tó átlagos összes P koncentrációja (g/m^3), I_p a külső terhelés fajlagos értéke ($\text{g/m}^3/\text{nap}$), és q az egységnyi tótérfogatra jutó hidraulikai terhelés ($\text{m}^3/\text{nap}/\text{m}^3$). A P visszatartás a tóvíz koncentrációjával arányos és a kiülepedés sebességét jellemző K (1/nap) tényezőtől függ. Az ilyen típusú modellekre és azok alkalmazására számos változat található a szakirodalomban (Frisk, 1989, Jolánkai és Bíró 2001). A legtöbb esetben a vízteret teljesen elkevertnek tekintik, de találunk példát két vagy több vízréteg elkülönítésére, és az üledék figyelembe vételére is. Utóbbi szerepe a belső terhelés leírásakor meghatározó. Az egyszerű ÖP modellek általában vízterenként csak egy változót tartalmaznak, azonban előfordul, hogy megkülönböztetik az oldott és formált frakciókat is.

Chapra (1977) Nagy Tavakra fejlesztett modellje egyetlen állapotváltozót és vízteret tartalmazott, a visszatartást pedig egy aggregált paraméterrel, a látszólagos ülepedési sebességgel jellemezte. Lorenzen (1976) modellje az ÖP kiülepedése mellett az üledékből történő P felszabadulást, és az üledék P nem hozzáférhető frakciójának permanens eltemetődését is figyelembe vette.

Chapra és Canale (1991) egyszerű modellt alkalmaztak a hosszútávú változások leírására, amelyben a tavat két szegmensre osztva (víz és az aktív üledékréteg) mindössze két állapotváltozó szerepel. A két kompartment közti kölcsönhatásokat a vízbeli P koncentrációval arányos kiülepedéssel, és az üledék P tartalmával arányos, a hypolimnion oxigén koncentrációjától függő P felszabadulással jellemzik. Utóbbit a vízfázis P és oldott oxigén koncentrációja közötti empirikus összefüggésen alapuló, nulladrendű modellel közelítették. Szintén rétegzett tavakra fejlesztették az ún. „konstans visszacsatolásos” P modellt (Snodgrass és O’Melia, 1975, Seo, 1991), amelyben már megkülönböztették a partikulált és oldott P frakciókat is. Az üledék folyamatos P leadása növeli a hipolimnion P koncentrációját, ami a tó időszakos cirkulációja idején juthat fel az epilimnionba.

Az algaszaporodást leíró P forgalmi modellek

Ha célunk a fitoplankton, illetve a különböző P frakciók időbeli változásának leírása, a modellben az algák növekedését meghatározó folyamatokat is figyelembe kell vennünk. Az eutrofizációs modellek irodalma – az átfogó összegző műveket illetően is – ezen a téren a leggazdagabb (pl. Thoman és Mueller, 1986, van Straten, 1986, Jörgensen, 1988, Chapra, 1996). Az egyszerű P forgalmat leíró modellek is sok tekintetben különböznek egymástól, leginkább az

állapotváltozók számát, az algaszaporodást befolyásoló tényezőket (hőmérséklet,- fény- és tápanyaglimitáció), a tápláléklánc további szintjeinek bevonását (zooplankton, baktériumok), vagy a belső terhelés leírását illetően. A vízbéli P frakciók között általában az alga, a detritusz, az oldott reaktív P, és a szerves partikulált P szerepel. Az alga esetében gyakori a szezonálisan dominánssá váló algacsoportok megkülönböztetése (például „téli-tavaszi” és „nyári” alga, nitrogén kötők stb., Kutas és Herodek, 1986). Ha a nitrogén limitálás fontos, a modellben a táplálékfelvétel leírása a P mellett a nitrogénnel is kiegészül. Míg az ÖP modelleket általában éves vagy évszakos, a dinamikus modelleket havi, napi (esetleg órás) időlépcsőben oldják meg.

Az eutrofizáció modellezése a 70-es évek elején indult és gyors ütemben fejlődött. Az első dinamikus algaszaporodást leíró modellek többek között Di Toro és mtsai (1974), Park és mtsai (1974), Canale (1976), Larsen és mtsai (1974) és Thomann (1975), Jörgensen (1979), Kutas és Herodek (1982) munkái nyomán váltak ismertté. Thomann (1975) modellje 20 állapotváltozót és 21 paramétert tartalmazott. Lung és Canale (1975) a michigani White Lake-re alkalmazott modelljében a folyamatokat térben is megkülönbözteti, a produkció csak a felső, lebomlás csak az alsó vízrétegben történik. Az első modelleket főként mély tavakra alkalmazták, ahol a felső és az alsó réteg közötti függőleges transzportfolyamatoknak fontos szerepe van az anyagforgalomban. A modellek fejlesztésénél főként a biológiai folyamatok leírására koncentráltak, kevesebb figyelem jutott a gyorsan lejátszódó kémiai reakciókra és a transzport mechanizmusokra (van Straten, 1986). Sekély tavaknál (részben) az üledékben zajló lebomlás és mineralizáció, illetve a szél keltette áramlások okozta felkeveredés miatt a víz és az üledék közti kölcsönhatások sokkal nagyobb jelentőségűek, mint a mély tavak esetében. Az 1980-as évek Balaton-kutatási eredményei a sekély tavak eutrofizálódásának modellezése (Jolánkai, 1979, Kutas és Herodek, 1982, Somlyódy, 1984, Leonov, 1982, van Straten, 1986, Shanahan és Harleman, 1986, Luetlich és Harleman, 1986) a szél okozta felkeveredés leírása (Somlyódy, 1984, Shanahan és mtsai, 1986, Somlyódy és Koncsos, 1991) terén fontos eredményekhez vezettek.

A külső terhelés változása esetén az üledék szerepe meghatározóvá válik a tó tápanyagforgalmában (lásd: 2.3 fejezet). A víz-üledék fázis közötti kölcsönhatásokat az üledék összetételétől függő szorpciós tulajdonságai, a redox viszonyok, és mindezeket befolyásoló fiziko-kémiai és biokémiai folyamatok együttes hatása jellemzi. Ennek fontosságát felismerve számos tanulmány foglalkozott a belső terhelés leírásával. Már az első ÖP modellek többsége is figyelembe vette az üledék hatását (többnyire valamilyen konstans visszacsatolást alkalmazva) és a végleges foszfor „eltemetődést”, amely során az üledék P tartalmának bizonyos frakciója véglegesen kilép a tavi P forgalomból.

A víz-üledék közti anyagtranszportot a Balatonra alkalmazott IIASA modellek is tartalmazták (van Straten, 1986) a diffúzió és/vagy az adszorpció-deszorpció leírásával. Az üledék P készletének hosszú távú változása azonban csak a BEM modellben (Kutas és Herodek, 1986)

szerepelt, melyben az üledék P-t tápláló, kiülepedett szerves P bakteriális bontása során konstans veszteségi tényezőt tételtek fel.

Az üledékben a pillanatnyi terhelésnek megfelelő egyensúly csak lassan alakul ki, ezáltal a külső terhelés hirtelen változását nem tudja azonnal követni. Ez a lényege a hosszútávú változások leírhatóságának. A Lijklema és mtsai (1986) által kidolgozott eljárás ezt képes figyelembe venni. A modellben konstans vastagságú (h) aktív réteget tételtek fel. Az évente keletkező új üledékréteg (Δh) elkeveredik a konstans vastagságú (h) aktív réteggel (azaz évente Δh vastagságú réteg eltemetődik). Az éves lerakódás (Δh) koncentrációja a leülepedő foszformennyiségtől függ (S , g/m²/nap), így az aktív rétegben a koncentráció (P_u) fokozatosan változik: $\frac{dP_u}{dt} = \frac{S}{h} - \frac{\Delta h}{h} P_u - kP_u$. A modellben szereplő k (1/nap) tényező az üledék P tartalmának lebomlására jellemző kinetikai állandó. Az összes foszforra $k=0$, azonban a belső terhelés forrását jelentő mozgékony foszfor az „előregedés” miatt nem konzervatív. A folyamat sebessége, azaz a külső terhelés megváltozásakor az új egyensúlyi beállásához szükséges időtartam a $\frac{h}{\Delta h + kh}$ hányadostól függ.

Rossi és Premazzi (1991) az olaszországi Varese-tóra alkalmazott modelljében az üledékbeli szerves P-t, a pórusvíz P-t és az adszorbeált P kompartmenteket különbözteti meg. A pórusvíz koncentrációja az adszorbeált P függvényében, Langmuir típusú izoterma szerint változik. Van der Molen (1991) a holland Veluwe tóra az üledék oldott és szerves partikulált P tartalma közti kölcsönhatásokat írta le, figyelembe véve a szerves P mineralizációját és az oldott P adszorpcióját úgy, hogy megkülönböztette a tartósan (Ca-Mg) és az oxidációs állapot függvényében (Fe II – Fe III) adszorbeáló P szorbensek hatását. Utóbbi az oxidált réteg vastagságának függvényében változik, amelyet a szervesanyag mineralizációja határoz meg. A modell a szezonális változásokat és a hosszútávú viselkedést is jól szimulálta. A Veluwe-tó P visszatartása azonban az üledék aktív rétegre felírt anyagmérleg (Lijklema-féle elkeveredési modell) segítségével is jól közelíthető volt (Van der Molen és mtsai, 1998). A belső terhelés leírásánál fontos szerepe van a jelenségek időbeli változásának (Lijklema, 1991). Rövidtávon (például egy éven belül) az üledék adszorpció kapacitását (és ezáltal a belső terhelés változását) a hőmérséklet és a szervesanyag lebomlás ciklikus változásától függő redox viszonyok határozzák meg. Nagyobb időléptékben az üledék lassú átalakulásának hatása már elfedi a szezonális változásokat. A megújulás sebességét nagymértékben befolyásolja a nettó kiülepedés, mely az üledéket „hígítva” befolyásolja az adszorpció kapacitást.

A korai modellek között található a Kamp-Nielsen (1978) féle, meglehetősen bonyolult üledékmodell, mely több réteget is figyelembe vesz. A Recknagel és mtsai (1995) által kidolgozott eutrofizációs modellben többretegű üledék (1 felső és 1...20 további réteg),

rétegenként 4 foszfor-forma, és az oxigén koncentráció szerepel állapotváltozóként. A modellt, mely több algacsoportot és a tápláléklánc felsőbb szintjeit (zooplankton és zooplanktonot fogyasztó halak) is megkülönbözteti, a németországi sekély Mueggelsee-re és a japán mély Yunoko tóra alkalmazták az eutrofizáció szabályozásának tervezésére. Az ilyen és ezekhez hasonló modellek gyakorlati hasznosíthatóságát erősen korlátozza az állapotváltozók és a leírni kívánt folyamatok száma, valamint az ahhoz rendelkezésre álló adatok közötti szakadék (Jolánkai, 1999).

Hasonló megállapítások tehetők az eutrofizáció modellezésének jelenlegi fejlődési irányait illetően is. A hetvenes-nyolcvanas években létrehozott modelleknél még komoly akadályt jelentett az erőforrásigény. A számítástechnika rohamos fejlődésével a modellek egyre bonyolultabbá váltak: (i) több kémiai komponens (nitrogén-, oxigén-, és szénforgalom), illetve (ii) a tápláléklánc felsőbb szintjeinek bevonásával, (iii) továbbá a hidrodinamika leírásának tökéletesítésével. Jelenleg a korábban külön fejlődési utat bejáró, tradicionális modell-típusok (eutrofizációs-, tápláléklánc és bioakkumulációs modellek) integrálására törekszenek (Koelmans, 2001). Az ilyen típusú, komplex ökoszisztéma modellek gyakorlati használhatósága (főként a tápláléklánc-modellek hiányosságai miatt) még nagyon korlátozott. Valamely sokat kínáló, „default” paraméter beállításokkal akár le is futtatható modell elegendő adat és a vizsgált rendszer ismeretének hiányában könnyen csapdába ejtheti a felhasználót.

A mára már meglehetősen szerteágazó terület szakirodalmának bőséges kínálatából csak néhány (pozitív és negatív) példát említve: Janse és van Liere (1995) és Janse (1997) hipotetikus holland sekély tavakra készített modelljével (PCLAKE) a fitoplankton és a makrofitonok közötti kompetíciót vizsgálja. A modellt később kisebb csatornákra („árokra”) is sikeresen tesztelték (Janse, 1998). Cioffi és Gallerano (2000) három dimenziós eutrofizációs modelljében a foszforon kívül a szén-, és oxigén-, az üledékben a kénforgalmat is tartalmazza. A modellt egy umbriai folyóra épített vízierőmű víztározójára alkalmazták a vízminőség-szabályozás megtervezése céljából. Hongping és Jianyi (2002) egy kínai sekély tóra négyféle algával és zooplanktonnal és leegyszerűsített üledékmodellel a szezonális változásokat jól közelíti, a modell előrejelzésre való alkalmazhatósága azonban megkérdőjelezhető. Ugyanez mondható el az oroszországi Lagodatorra alkalmazott, a hidrodinamika leírása terén tökéletesített modellről (Astrakhantsev és mtsai, 1996) és a JICA projekt keretében a Balatonra alkalmazott modellekről, amelyben a tápláléklánc leírásában a halak szintjéig elmentek, az üledék P tartalmának hosszútávú változását meghatározó folyamatokat azonban nem vették figyelembe (Sagehashi és mtsai, 2001).

A szakirodalmi tapasztalatok összegzése

A modellezés szakirodalmának áttekintésekor a hangsúlyt a gyakorlati alkalmazhatóságra fektettük. Ebből a szempontból az empirikus modellek számtalan előnnyel rendelkeznek. Egyszerű használatuknak és minimális adatigényüknek köszönhetően a tavak trofitása és a

terhelés közötti kapcsolat számszerűsítésének máig is egyik legelterjedtebben használt módszerei közé tartoznak. A baj azonban az, hogy amíg ezek a statisztikai alapon felállított összefüggések sok tó átlagában igaznak bizonyulnak, egy-egy konkrét esetben az átlagtól jelentős eltérések lehetnek. Ebből adódóan az alkalmazhatóságuk korlátozott. A tervezés szempontjából legfontosabb szempont, hogy a modell képes-e előre jelezni a beavatkozások (terheléscsökkentés) hatását. Az OECD modellek a biomassza előrejelzésére csak foszforlimitált rendszerekben használhatók (Reynolds, 1992), abban az esetben, ha a tó már „egyensúlyba” került a külső terhelésével. Az empirikus modellek legnagyobb hibáját az jelenti, hogy a terheléscsökkentésre adott választ nem tudják előre jelezni, hiszen a beavatkozások előtti állapot ismerete nem ad egyértelmű információt a belső terhelés jövőbeli alakulásáról. A belső terheléssel megfelelő módon kiegészített OECD modell azonban a külső terhelés csökkentését követő időszakra is alkalmazhatónak bizonyult (van der Molen és Boers, 1994).

A szakirodalom viszonylag kevés olyan modellalkalmazási példát mutat be, amelyben a terheléscsökkentés előtti és utáni állapotot követő hosszútávú vízminőség változást leírják. Szintén kevés példa található a modellek által készített előrejelzések és a megvalósult beavatkozások utáni vízminőség összehasonlítására vonatkozóan. Például Jorgensen (1976) Glumso-tóra készített előrejelzései során az ülepedés és az üledék-víz kölcsönhatások kismértékű módosításával jól le tudta írni az 1982-ben megvalósított terheléscsökkentés hatását (Kamp-Nielsen, 1986). A Veluwe-tó külső terhelését a hetvenes évek végén a harmadára csökkentették, majd ezt követően a tavat többször is átöblítették. Van der Molen (1991) és Van der Molen és mtsai (1994, 1998) már korábban említett modelljei a beavatkozások hatását jól szimulálták. Seo (1999), Seo és Canale (1996), és Canale és Seo (1996) munkáiban az Észak-Minnesotában található Shagawa tó példáján (melynek külső terhelését 80%-kal csökkentették) determinisztikus és sztochasztikus módszerekkel tesztelték nyolc foszforforgalmi modell alkalmazhatóságát. Az ÖP koncentráció változását a terheléscsökkentést megelőző és az azt követő időszakban (összesen 10 év) csak az üledék-víz kölcsönhatását is tartalmazó modellek közelítették megfelelően. Vizsgálatuk eredményeként megállapították, hogy a hosszútávú változások leírására csak azok a modellek alkalmasak, amelyek képesek a belső terhelés időbeli változását figyelembe venni, amely során az üledék felőli visszacsatolás csökkenésével a tó fokozatosan éri el az egyensúlyi állapotát.

A szezonális dinamika leírásánál elért sikeres kalibráció nem feltétlenül teszi alkalmassá a modellt előrejelzések készítésére. Ugyanakkor a Keszthelyi-medencére Istvánovics és Somlyódy (2001) az üledék mozgékony P készletének egyszerű, éves anyagmérlegekből történő becslésével, a Lijklema-féle üledékmodell analitikus megoldásával jó közelítést kapott a biomassza potenciális maximumának előrejelzésére. Mindebből számunkra a legfontosabb megállapítás az, hogy nem feltétlenül a bonyolultabb eljárás a jobb. A modellezés során mindig ügyelnünk kell arra, hogy a kalibrálást és igazolást kísérő alapos adatelemzés ellenére is

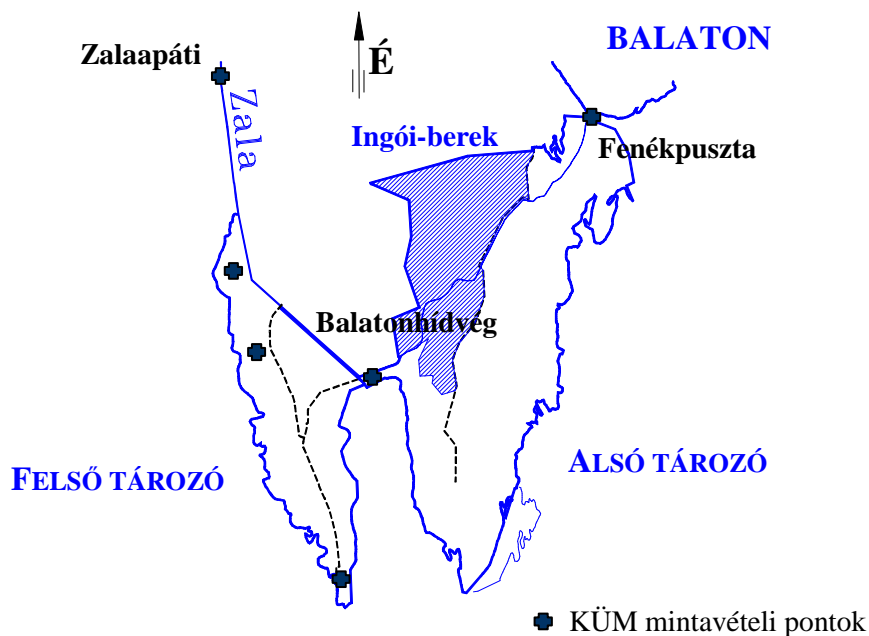
juthatunk téves következtetésekhez. Gyakran nehézséget okoz a modellek adatigényének biztosítása. Az egyszerűbb dinamikus modellek működéséhez is legalább heti-kétheti gyakoriságú hidrológiai, meteorológiai és vízminőségi adatok több éves idősorára van szükség. A hazánkban is nagy számban található, az esettanulmányainkban szereplő sekély, hipertóf tavakhoz hasonló állóvizek közül alig néhány esetében rendelkezünk ilyen adatbázissal. Ezért a jövőben várható, hogy a gyakorlati problémák megoldása során egyre nagyobb igény merül fel olyan eljárások iránt, amelyekkel viszonylag rövid idő alatt meghozhatók a tervezés szempontjából fontos nagyságrendi becslések. Célom ilyen módszerek kidolgozása.

3.2.2 Az esettanulmányként használt vizek bemutatása

Részletes vizsgálataim tárgyát két hazai sekély tó, a Kis-Balaton 1985 óta üzemelő Felső Tározója (Hídvégi-tó) és a Tatai Öregtó képezte. Az esettanulmányként használt vizek közös jellemzője, hogy a vizsgált időszakon belül a vízgyűjtőn végrehajtott beavatkozásoknak köszönhetően külső terhelésük számottevően csökkent.

A Kis-Balaton Felső Tározója (Hídvég- tó)

Az egykori természetes szűrőrendszerként működő Kis-Balaton “helyreállításának” gondolata a hetvenes évek közepén merült fel a Balaton vízminőség szabályozási programjának részeként. A 18 km² területű, átlagosan 1.1 m mélységű Felső Tározót 1984-ben kezdték feltölteni, amíg az Alsó Tározó (Fenéki-tó) beüzemelése az Ingói berek elárasztásával (16 km²), - az eredeti tervekhez képest jelentős csúszással - 1992-ben indult, és azóta sem fejeződött be (3.2 ábra).



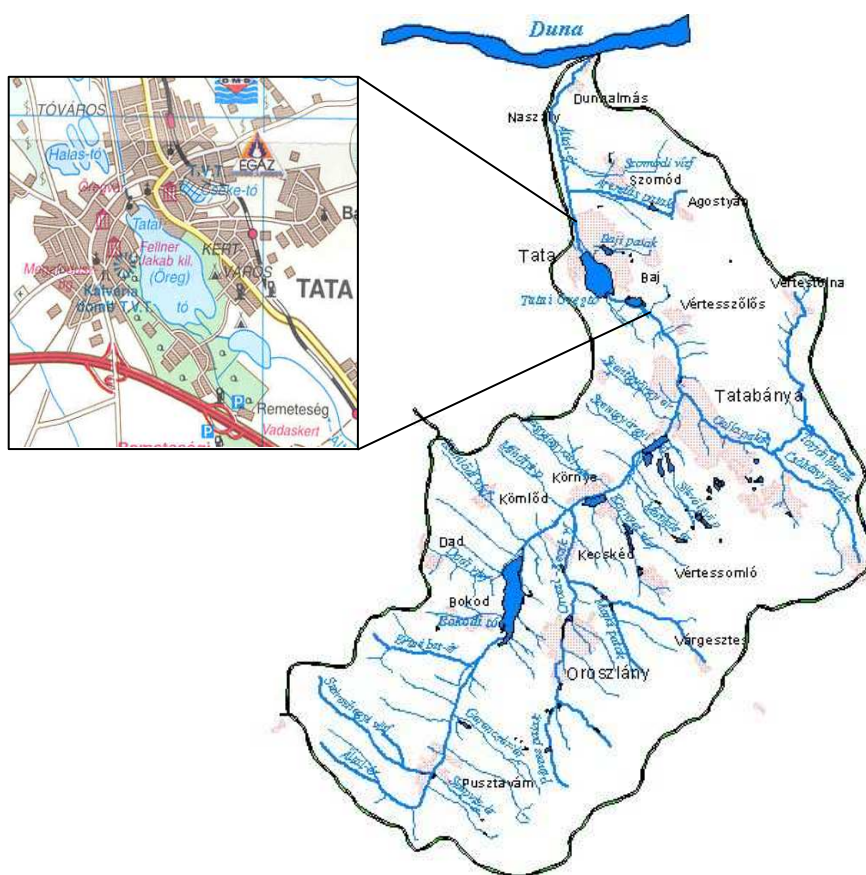
3.2 ábra: A Kis-Balaton tározói és a NYUDUVIZIG-KÜM mintavételi helyei (az ábrán csak azokat a pontokat tüntettük fel, amelyek adatait az elemzésekben felhasználtunk)

A tervek szerint a mesterségesen kialakított tározók, főként az azokban megtelepülő magasabbrendű vízinövények tápanyagfelvétele révén a Balaton tápanyagterhelésének csökkentését célozták (Pomogyi, 1993). A hangsúly a P terhelés mérséklésén volt, hiszen a Balaton eutrofizálódásában is ez az elem játssza a legfontosabb szerepet (Dobolyi és Ördög, 1981, Istvánovics, 1982, Herodek, 1984). Az eredeti elgondoláshoz képest a Hídvégi-tóban a beüzemelését követő egy-két éven belül a makrofitonok helyett az algás eutrofizáció vált uralkodóvá. A P visszatartás 1991-ig, a zalaegerszegi szennyvíztelepen (jelentős késéssel) megvalósított foszforkicsapatás üzembe léptéig – amely a tározó terhelését közel felére mérsékelte – jó hatásfokkal működött. 1991-et követően a P visszatartás a korábbi 50-60%-ról 20-30%-ra esett vissza, és az utóbbi rendkívüli száraz időszakban még tovább csökkent (NyuDUVIZIG-KÜM). A Kis-Balaton működésének minél alaposabb megismerése, a folyamatok feltárása érdekében üzemelépésétől kezdve számos hazai intézmény szakembere kutatja és végez rendszeres- ill. különböző célvizsgálatokat, amelyeket a Nyugat Dunántúli Vízügyi Igazgatóság koordinál (Pomogyi, 1993). A Hídvégi-tó P forgalmát Istvánovics (1996-2003) közel egy évtizede kutatja. Vizsgálatai főként az üledék és a különböző növények P forgalomban betöltött szerepének tanulmányozására irányulnak. A zooplankton táplálékláncban betöltött szerepét (Korponai, 2002) vizsgálja. A tározó tápanyagforgalmának elemzésére irányultak Szilágyi (2001) munkái is. Az üledék összetételének tér- és időbeli változását Pomogyi és Koskán (1996) az átlagot meghaladó részletességgel mutatta be. Az üledék szorpció tulajdonságait Szilágyi és Kooi (1986), valamint Istvánovics (1989, 1994) tanulmányozták. A víz- és üledékkémiai, hidrobiológiai vizsgálatok eredményeit a NYUDUVIZIG KÜM Laboratóriuma rendszeres éves jelentésekben teszi közzé. A Kis-Balaton Alsó Tározó felülvizsgálatának (Somlyódy és mtsai, 1997a) készítésekor az elárasztandó terület várható P visszatartásának előrejelzése céljából tanulmányoztuk és modelleztük a Hídvégi-tó P forgalmát (Somlyódy és mtsai, 1997b Clement és mtsai, 1998, Clement, 2000).

A Tatai Öregtó

A közel 2 km²-es vízfelületű, 2.35 m átlagos mélységű Tatai Öregtó az ország legrégebbi mesterséges tava (Szilágyi, 1991, ÉDUVIZIG, 2000). Tápláló vízfolyása, az Általér, az elmúlt évtizedekben a vízgyűjtőn folytatott intenzív ipari- és mezőgazdaság fejlesztésének következtében elszennyeződött, ami a tó vízminőségének romlásához vezetett. A legnagyobb problémát a magas tápanyagterhelés miatt bekövetkezett eutrofizálódás jelenti, melyet még tovább fokozott a tóban folytatott intenzív halgazdálkodás. Az algásodással párhuzamosan a bakteriológiai jellemzők is leromlottak. Az Általeret tápláló bővizű karsztforrások a bányászat vízkiemelése miatt elapadtak, amit egy ideig pótolta a patakokba beemelt, és ezáltal a tóba eljutott bányavíz. A bányavíz kitermelés megszüntetése óta a források vize még nem tért vissza a karsztvízszint lassú regenerálódása miatt. Ezzel a tóban a víz tartózkodási ideje

megnőtt, ami szintén károsan befolyásolja a vízminőséget. A nyolcvanas évek elejére a tóban az aerob szennyvíztavakra jellemző viszonyok alakultak ki (Somlyódy és Szilágyi, 1991). 1985-ben a kritikus vízminőségi helyzet miatt a fürdést megtiltották. A vízminőség javítása érdekében számos beavatkozás történt a tóban és a vízgyűjtőn egyaránt (szűrőmezők kialakítása, kotrás, halszerkezet váltás stb.) (ÉDUKÖFE, 1991, Somlyódy és Szilágyi, 1991, Somlyódy és Szilágyi, 1993, Által-ér Szövetség, 1997-98, Greenscape, 1999, ÉDUVIZIG 2000). Az eddigi legnagyobb változást a Tatabányán és Oroszlányban bevezetett foszfor-kicsapítás hozta. A tavat és vízgyűjtőjét a 3.3 ábrán mutatjuk be.



3.3 ábra: A Tatabányai Öregtó és az Általér vízgyűjtője

A tó üzemeltetése szezonálisan eltérő: novemberben (a még jelenleg is működő félintenzív halgazdálkodás lehalászási időszakában) a tavat leeresztik, és március-áprilisban (a tavaszi árhullámokkal) töltik fel. A tó évi átlagos, 0.5-1 hónapos tartózkodási ideje ebből következően szezonálisan jelentősen eltérő, nyári, feltöltött állapotában a tavat 4.3 millió m³ víztömeg és 2-3 hónapos tartózkodási idő jellemzi. Az Általér vízjárását és vízminőségét is nagymértékben befolyásolják a vízgyűjtőn található mesterségesen kialakított tározók. A vízgyűjtő felső részén található Bokodi tóból például nyáron a párolgási veszteség miatt egyáltalán nincs kifolyás (Szilágyi, szóbeli közlés), és a megnövekedett tartózkodási idő fokozza a biológiai produkciót. A közvetlenül az Öregtó felett található ülepítőtavat eredetileg

vízminőség szabályozási célból létesítették, mára azonban üledéke olymértékben telítődött, hogy P forrásként működik (Honti, 2000).

3.2.3 Felhasznált adatok és a tavakra alkalmazott modellek

A tavak P forgalmának tanulmányozását a vízminőségi monitoring adatok elemzésével kezdtem. A Hídvégi-tóra a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság egyedülálló mérési programjának köszönhetően a beüzemelés kezdetétől közel két évtized (1986-2002) napi vízhozam, összes P (ÖP) és foszfát (PO₄-P), és heti összes oldott P, összes formált P, klorofill-a és víz hőmérséklet idősorai álltak rendelkezésre a befolyó (Zala, Zalaapáti) és a kifolyó (Balatonhídvég) szelvényekben. Emellett a tározó belső pontjain végzett heti észlelések adatait is használtam (3.2 ábra).

A Tatai Öregtóra 15 év (1986-2000) havi-kétheti gyakoriságú PO₄-P, ÖP, klorofill, víz hőmérséklet és vízhozam adatait használtam az Általér Öregtó feletti, illetve a tó leeresztő zsilipjénél lévő szelvényekben, amelyeket az Észak-Dunántúli Vízügyi Igazgatóság és Környezetvédelmi Felügyelőség az országos vízminőségi monitoring rendszer keretében mért. Az Általérre és az Öregtó vízminőségére a Kis-Baltoni monitoring rendszerrel összehasonlítva lényegesen hiányosabb és ellentmondásosabb adatok álltak rendelkezésre. Rendszeres (kétheti) összes P mérés gyakorlatilag csak 1994 óta létezik. Mivel nem volt elegendő hosszú idősor a terheléscsökkentés előtti állapot elemzéséhez, a hiányzó ÖP méréseket az 1986-1993 közötti időszakokra a szórványos ÖP mérések és a PO₄-P és a klorofill értékek, és közöttük felállított regressziós összefüggés alapján becsültük.

A foszforvisszatartás és a belső terhelés hosszútávú alakulását egyszerű anyagmérlegen alapuló empirikus modellek segítségével vizsgáltam. A Vollenweider-féle empirikus modellt (Vollenweider és Kerekes, 1982), illetve a szakirodalomból ismert empirikus modelleket éves és havi átlagokra alkalmaztam. A Hídvégi-tó befolyó és kifolyó összes P terhelése közötti lineáris kapcsolat felismerésével, az összes P anyagmérlegből levezetett megfontolások alapján korrigáltam a Vollenweider-modell sekély tavakra javasolt, belső terhelés figyelembe vételével módosított változatát úgy, hogy az a terheléscsökkentést megelőző, és az azt követő időszakban is alkalmas legyen a tavi P koncentráció jellemzésére.

A P visszatartást meghatározó mechanizmusokat dinamikus modellek segítségével vizsgáltam. A hazai tavainkra korábban fejlesztett egyszerű P forgalmi modelleket (van Straten, 1986, Kutas és Herodek, 1986, Somlyódy és Szilágyi, 1991, Jolánkai, 1992, Koncsos, 1999) alkalmaztam, illetve azokat kombinálva továbbfejlesztettem. A modellek képesek a fitoplankton szaporodás dinamikájának szimulációjára, és az üledékben tárolt P vízminőségi hatásának figyelembe vételére. Utóbbira többféle megközelítésmódot is alkalmaztam: az első esetben az üledék és a víztér kapcsolatát konstans értékkel jellemzett egyensúlyi koncentráció

jellemezte, később ez kiegészült egy „memóriával” rendelkező almodellel, amelyben az üledék lassú átalakulását követő egyensúlyi koncentráció az adszorpciós tulajdonságokat jellemző izoterma szerint változik (Lijklema, 1986). Végeredményként a P forgalom szempontjából jellegzetes két időszak, a külső terheléscsökkentést megelőző, és az azt követő periódus vízminőség változásainak leírására alkalmas dinamikus modellt állítottam fel és igazoltam a Hídvégi-tó és a Tatai Öregtó megfigyelései alapján.

A modellek kalibrálásához és igazolásához a rendelkezésre álló vízminőségi- és vízhozam-idősorokat használtam. Az algaszaporodás leírásához hidrometeorológiai mérések adataira (napi globális sugárzás, fotoperiódus hossza és vízhőmérséklet) is szükség volt. Ahol a napinál ritkább volt az észlelés, a hiányzó adatokat a két mintavétel közti időszakra lineáris interpolációval pótoltam.

A vizsgált két tó eltérő szerepet töltött be kutatásaimban: a Hídvégi-tó a módszerek felállításához és folyamatok felismeréséhez, a Tatai Öregtó az eredmények igazolásához szolgált esettanulmányként. Először a Hídvégi-tó példáján az egyszerűtől a bonyolultabb modellek felé haladva, lépésről lépésre mutatom be azt a „tanulási” folyamatot, amely a rendszer viselkedésének megértéséhez, és a hosszútávú változások leírására alkalmas modell felállításához vezetett. A megállapítások akkor tekinthetők általános érvényűnek, ha a Hídvégi-tóhoz hasonló rendszerekre is kiterjeszthetők. Ezért az alkalmazott modelleket – igazolásként – változatlan formában ültettem át a Tatai-tóra.

Az eredmények alapján rámutattam az abiotikus folyamatok sekély, hipertróf rendszerekben a P visszatartásban betöltött meghatározó szerepére, amelyet mind a vízminőség-védelmi célú tározók tervezésekor, mind pedig a külső terhelés csökkentését eredményező beavatkozások várható hatásának értékelésekor figyelembe kell venni.

4. A VÍZFOLYÁSOK ÁLTAL KÖZVETÍTETT FOSZFORTERHELÉS MEGHATÁROZÁSA

4.1 A becslés mintavételezésből származó hibája

4.1.1 A terhelésbecslés hibája statisztikai alapon, eltérő mintaszám esetén

Az éves anyagáramok becslésének hibáját a statisztika elméletéből levezetett összefüggés alapján tudjuk számítani (3-4 egyenlet, 3.1.1 fejezet). Ha célunk a terhelés meghatározása, a koncentráció (C) és a vízhozam (Q) idősorára van szükség. Általában a koncentrációra havi, kétheti, esetleg heti észleléseink vannak³, a vízhozam adatok azonban sokkal nagyobb gyakoriságban állnak rendelkezésre ($N_Q > n_c$). Ez lehetőséget nyújt arra, hogy a terhelés idősor relatív szórását, amelynek számításához n számú adatként van, az $N > n$ vízhozam észleléssel „korrigáljuk”. Ezt az alábbiakban bemutatott megfontolások szerint tettük (Clement és Buzás, 1998).

Két, egymástól nem feltétlenül független változó (esetünkben Q és C) szorzatának, azaz a terhelésnek (L) várható értéke és szórása:

$$\bar{Y}_{QC} = \bar{Y}_Q \bar{Y}_C + \text{Cov}(Q, C), \quad (4-1)$$

és

$$\sigma^2_{qc} = \bar{Y}_{Q^2C^2} - \bar{Y}_{qc}^2. \quad (4-2)$$

A szorzat varianciája:

$$V_L = \sigma^2 = V_Q V_C + V_Q \bar{Y}_C^2 + V_C \bar{Y}_Q^2 - 2\bar{Y}_Q \bar{Y}_C \text{Cov}(QC) - \text{Cov}^2(QC) + \text{Cov}(Q^2C^2) \quad (4-3)$$

feltéve, hogy Q-ra és C-re azonos számú minta áll rendelkezésre. A (4-2) és (4-3) összefüggéseket formálisan átírva a terhelés (L) relatív szórása ($\bar{\sigma}_{Ln}/\bar{Y}_{Ln}$):

$$\frac{\sigma_{Ln}}{\bar{Y}_{Ln}} = \frac{\sigma_{Qn}}{\bar{Y}_{Qn}} \beta, \quad \text{és} \quad \beta = \sqrt{1 + \frac{\sigma_{Cn}^2}{\bar{Y}_{Cn}^2} + \frac{\sigma_{Cn}^2 / \bar{Y}_{Cn}^2}{\sigma_{Qn}^2 / \bar{Y}_{Qn}^2}}, \quad (4-4)$$

ha az egyszerűsítés érdekében a kovarianciát tartalmazó tagokat elhanyagoljuk. Ha feltételezzük, hogy β nem függvénye a mintaszámnak (a Zala napi adataival végzett elemzések ezt alátámasztották, Clement és Buzás, 1998), a terhelésbecslés hibáját meghatározó relatív szórás (σ_{Ln}/\bar{Y}_{Ln}) közelíthető az $n < N$ mintaszámra számított β értékkel. Azaz, első lépésben β -t számítjuk az n számú észlelési adatból:

$$\beta = \frac{\sigma_{Ln} / \bar{Y}_{Ln}}{\sigma_{Qn} / \bar{Y}_{Qn}}, \quad (4-5)$$

majd ezután a terhelés idősor relatív szórását az

³ A hazai gyakorlatban az ún. törzshálózati vízminőségi ellenőrző rendszerben (a vonatkozó MSZ 12749 szerint) 150 törzshálózati és kb. 90 regionális mintavételi szelvényben általában kéthetente ellenőrzik a vízminőséget.

$$\frac{\sigma_{LN}}{\bar{Y}_{LN}} \cong \beta \frac{\sigma_{QN}}{\bar{Y}_{QN}} \quad (4-10)$$

összefüggéssel, tehát az n adatból számított relatív szórást a koncentráció észlelésnél gyakoribb (N számú) vízhozam adatokkal korrigáljuk. Ennek segítségével a terhelésbecslés hibája $n < N$ vízminőségi adatra is számítható.

Az összefüggésből az is látható, hogy a terhelés hibája a vízhozam és a koncentráció átlagától és varianciájától, illetve a kettő közti kovarianciától függ. A vízjárás változékonysága alapvetően befolyásolja a terhelésbecslés pontosságát, azonban a hiba csak akkor közelíthető a vízhozam relatív szórásával, ha β értéke 1-hez közelít. Ha a vízhozam és a koncentráció között van összefüggés (lásd később, 4.2 fejezet), és különösen, ha ez pozitív korreláció, a terhelésbecslés hibája magasabb lesz a vízhozam hibájánál, azaz a vízhozamból számított hiba csak alsó becslésnek fogadható el.

4.1.2 A terhelésbecslés hibájának meghatározása hazai vízfolyásokon

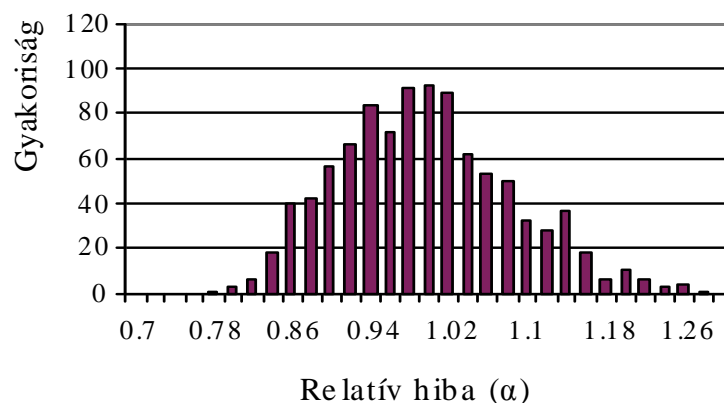
A becslés hibája a Zalán és a Dunán

A Cochran féle analitikus összefüggést ((3-4) egyenlet) a Duna és a Zala egy-egy szelvényének vízhozam, összes nitrogén (ÖN), oldott szerves foszfor (PO₄-P) és összes foszfor (ÖP) koncentráció, illetve terhelés adataira alkalmaztuk, majd a számításokat Monte Carlo módszerrel ellenőriztük (Clement és Buzás, 1998). Célunk a hiányos mintavételezésből eredő, az éves átlagok becslésében elkövetett hiba meghatározása volt. A viszonyítási alapként a Duna esetében heti, míg a Zalánál napi gyakoriságú adatokból számított jellemzőket tekintettük. Az eredményeket a 4.1 táblázat foglalja össze.

4.1 táblázat: Éves lefolyás (Q) és terhelés (ÖN – összes N, PO₄-P – oldott szerves P, ÖP – összes P) becslésében elkövetett relatív hiba (a Dunára heti, a Zalára napi adatokból számított átlagértéket tekintettük a „pontos” becslésnek)

Komponens	Duna (Medve)				Zala (Zalaapáti)					
	Relatív szórás		Havi mintavételezés hibája		Relatív szórás		Heti mintavételezés hibája		Havi mintavételezés hibája	
	Terhelés	Konc.	Analitikus	Monte Carlo	Terhelés	Konc.	Analitikus	Monte Carlo	Analitikus	Monte Carlo
Q	0.39		17%	17%	0.92		23%	26%	51%	54%
ÖN	0.45	0.23	22%	23%	1.18	0.23	30%	36%	66%	70%
PO ₄ -P	0.47	0.29	23%	24%	0.96	0.38	25%	30%	53%	54%
ÖP	0.64	0.35	32%	34%	1.07	0.52	27%	35%	59%	65%

A számítások eredményeiből megállapítható, hogy a havi mintavételezés hibája körülbelül kétszerese a heti mintavételezésből eredő hibának. Azonos mintavételezési gyakoriság esetén a Dunához képest hevesebb vízjárású Zalában a relatív hibák nagyobbak. Az analitikus számítás a Duna esetében nem vezetett lényegesen eltérő eredményekhez az empirikus eloszlásfüggvényen alapuló Monte Carlo módszerhez képest (4.1 ábra, 4.1 táblázat). A Zalánál azonban az analitikus módszer mintegy 20%-kal alábecsülte a hibát. Mivel az eloszlás ferdesége miatt a módszer szisztematikusan alábecsléshez vezet, az eredmény csak a hiba alsó határaként fogadható el. A hibát meghatározó variancia alacsonyabb a koncentrációkra, mint a vízhozamra, és a különbség a Zalánál nagyobb, mint a Dunánál. Ebből adódóan a terhelés hibája a Zalára jobban közelíthető a vízhozammal (β értéke 1.04 .. 1.28 között változik), mint a kiegyenlítettebb vízjárású Duna esetében (a Duna adataira $\beta = 1.2 \dots 1.6$).



4.1 ábra: A Zala éves átlagos összes P terhelésének becslésében elkövetett relatív hiba Monte Carlo szimulációból nyert empirikus eloszlása

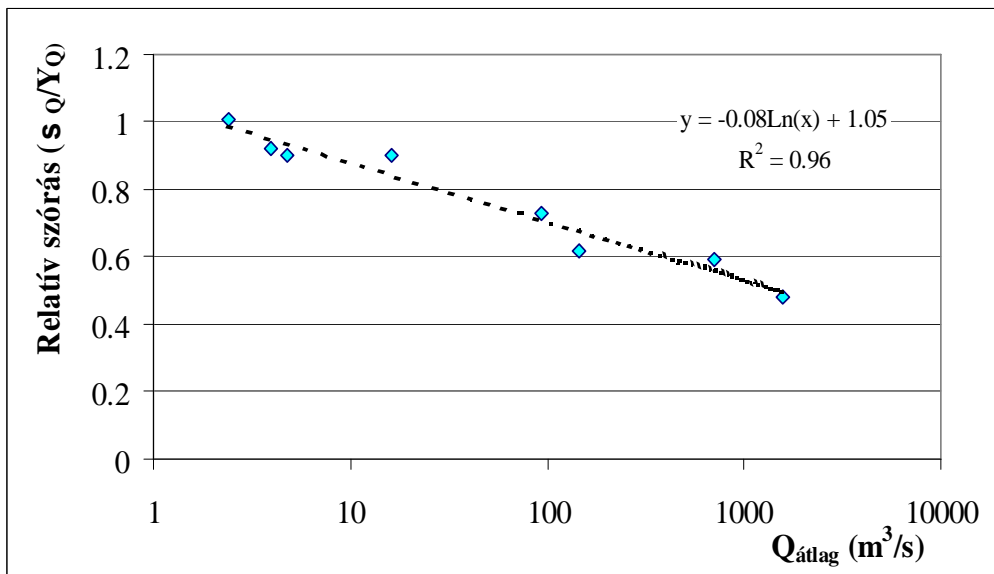
A becslési hiba kiterjesztése a vízhozam függvényében

Egy adott vízfolyás adott szelvényének mintavételi adatai statisztikailag értékelhetők, és a becslés hibája számítható. A vízfolyások jellemzői és a mintavételezés szempontjából lényeges relatív szórás közötti empirikus kapcsolat felállítása azonban lehetővé tenné az extrapolálást, vagyis a becslés pontosságának meghatározását azokra az esetekre is, amikor a mérési adatokat – és így a statisztikai jellemzőket – sem ismerjük.

Induljunk ki abból a megállapításból, hogy a terhelés (tehát az éves anyagáramok) becslésének hibája erősen függ a vízjárástól. Tapasztalatok szerint a vízhozamok a nagyobb vízfolyásoknál általában 2-3 nagyságrenden belül változnak. A vízjárás változékonysága a kisebb hozamok irányában általában növekszik (kiszívfolyásoknál az árhullámok 3-5 nagyságrenddel is meghaladják a kisvízi hozamot (Bodo és Unny, 1983)). Az alábbiakban bemutatott elemzés a mintavételezés hibáira alkalmazott összefüggések kiterjesztheségét vizsgálja (Clement és Buzás, 1998).

A hibát meghatározó relatív szórás közelítése

Nyolc nagyobb hazai folyónk (méret szerint csökkenő sorrendben a Duna, Tisza, Maros, Bodrog, Sajó, Zala, Zagyva és a Bódva) heti-kétheti vízminőségi és napi vízhozam adataiból számítottuk az éves átlagos lefolyás és a tápanyag (oldott szerves P és összes P) terhelésbecslésének átlagos hibáját az 1991-96 közötti időszakra. A 4.1 táblázatban bemutatottakkal összhangban, a folyók vízjárásának dinamikája (azaz a vízhozam relatív szórása) széles tartományok között változhat, azonban a vízfolyás növekedésével a változékonyság csökkent. A vízhozam (vagy a hasonló lefolyási jellemzők esetén a vízgyűjtőterület) nagysága és a vízfolyás változékonysága közti kapcsolatot természetesen számos tényező befolyásolja (többek között például a vízgyűjtő domborzati viszonyai, területhasználat, tározók megléte). Mindezek ellenére a 4.2 ábrán látható, hogy az elemzésbe bevont vízfolyások relatív szórása és éves középvízhozama között viszonylag szoros, exponenciális jellegű empirikus összefüggés adódott.



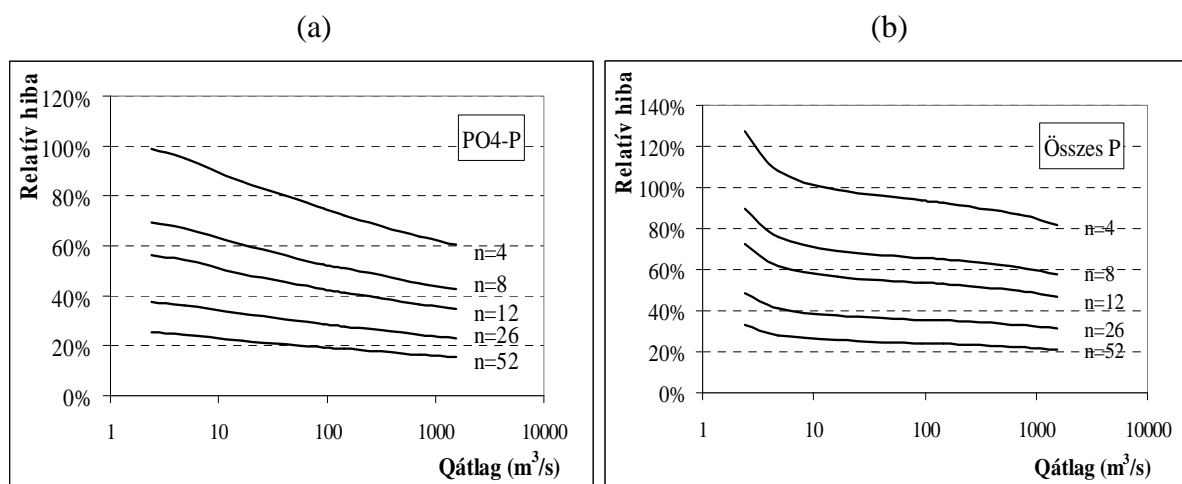
4.2 ábra: Empirikus összefüggés a relatív szórás és az átlagvízhozam között

A terhelésbecslés hibájának közelítése

A középvízhozam és a relatív szórás közti exponenciális kapcsolat, és a (3-4), (4-9) és (4-10) összefüggések alapján az éves terhelésbecslésben elkövetett hiba⁴ különböző mintavételi gyakoriságokra ($n = 52, 26, 12, 8, 4$) meghatározható, amelyet a folyók középvízhozamának függvényében ábrázoltunk (4.3 ábra). A nomogramok segítségével tetszőleges vízfolyásra ($Q \gg 1 \text{ m}^3/\text{s}$) becsülhető, hogy a mintavételi gyakoriságtól függően milyen pontossággal számítható az éves terhelés.

⁴ n számú vízhozam és koncentráció mérési adatból β értékeit számítottuk, majd a becslés hibáját a napi (N számú, azaz 365) vízhozam adattal korrigáltuk.

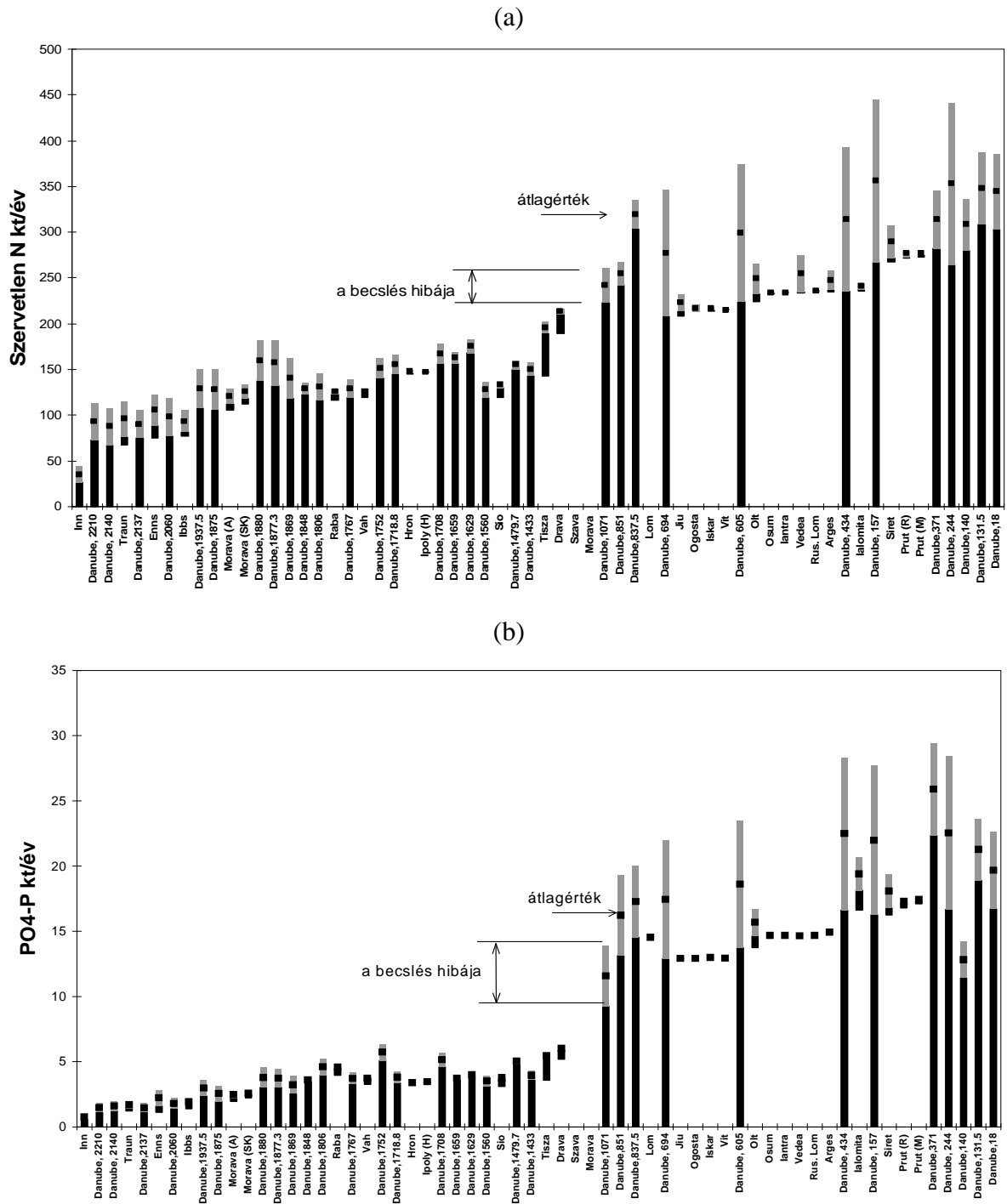
A hazai felszíni vízminőségi monitoring heti-kétheti észleléseket alkalmaz. Empirikus módszerünk szerint ilyen gyakoriság esetén az éves foszfor anyagáramok meghatározásánál (különböző vízhozamoknál) akár 20-25%-ot (PO₄-P) és 30-40%-ot (ÖP) is tévedhetünk. A vízminőségi monitoring nemzetközi gyakorlatában általában ennél ritkább, legtöbbször havi mintavételezés jellemző (az uniós tagállamok átlaga 13 minta/év (Chave, 2001). A havi mintavételezés esetén ugyanezen értékek, tehát az éves becslés pontatlansága a 30-50%-ot is elérheti. A Víz Keretirányelv pedig csak évi négy mintavételt ír elő a hagyományos komponensekre), melynél az éves átlag becslésének hibája a 80-100%-ot is meghaladhatja. Tehát a nagyobb folyókra is legalább kétheti mintavételezés szükséges, hogy a tápanyagterhelést a beavatkozások megtervezéséhez szükséges pontossággal ismerjük.



4.3 ábra: Éves összes P (a) és szerves P (b) anyagáramok becslésének hibája a mintavételek száma (n) és a középvízhozam függvényében

Az empirikus összefüggés gyakorlati felhasználását a Duna és első rendű mellékvízfolyásai példáján mutattuk be (Clement és Buzás, 1998). Az átlagvízhozam és a mintavételezési gyakoriság ismeretében a mellékfolyók torkolati szelvényeire készített anyagmérlegek hibái becsülhetők, illetve magyarázható az a gyakran tapasztalt ellentmondás, amely szerint egy becsatlakozó mellékfolyó és a felvízi anyagáram összege nem egyezik az alvízi mérésel. Ha ugyanis a folyóbeli anyagáram meghatározásának a hiányos mintavételezésből származó hibája nagyságrendileg azonos vagy meghaladja a mellékfolyó anyagáramát, a csomóponti anyagmérlegek értelemszerűen nem teljesülhetnek (4.4 ábra).

Számításainknál természetesen csak a nem elegendő mintavételi gyakoriságból származó becslési bizonytalanságot tudtuk figyelembe venni. Megjegyezzük azonban, hogy az anyagáramok meghatározásának hibáját még számos egyéb tényező, mint például a mintavétel módja, az analitikai módszerek hibája stb. növelheti.



4.4. ábra: A Duna és becsatlakozó mellékvízfolyásainak szervetlen N és PO₄-P anyagáramai, és a becslés 95%-os konfidencia szintű hibája

Az ábra azt illusztrálja, hogy a főfolyó (Duna) és a csatlakozó mellékvízfolyók torkolatára számított „csomóponti” anyagmérlegek (felvív + mellékvízfolyó = alvív) a becslés hibája miatt nem teljesülhetnek, mert a hiba gyakran azonos nagyságrendű a mellékvízfolyó anyagáramával.

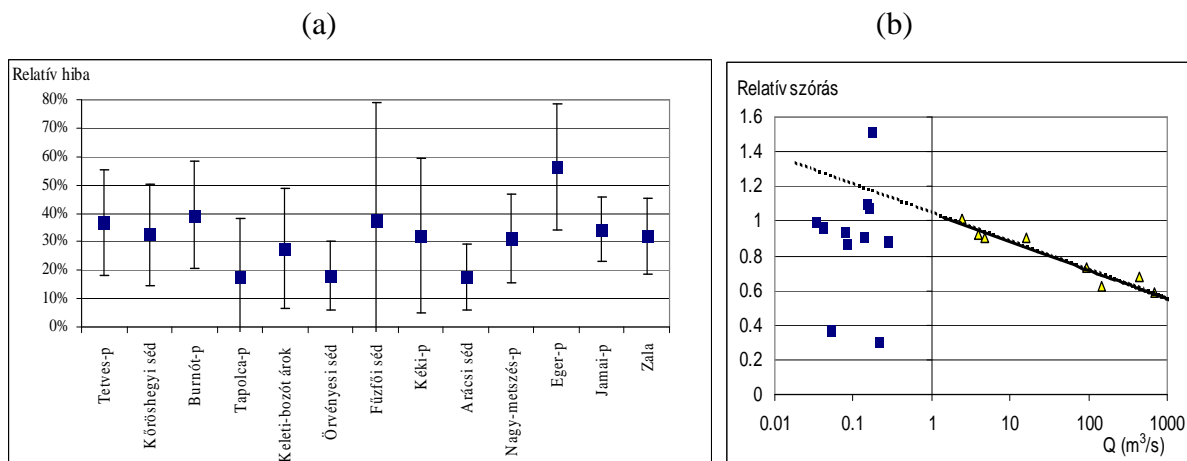
A becslési hiba heves vízjárású kisvízfolyásokon

Eddigi elemzéseinket nagyobb folyók adataival végeztük ($Q \gg 1 \text{ m}^3/\text{s}$). A mintavételezésből származó hibákat a Balaton vízgyűjtőjén található kisvízfolyásokra is vizsgáltuk (Clement és Istvánovics, 1999, 2000). Az elemzés során azoknak a vízfolyásoknak az adataira tudtunk

támaszkodni, amelyek torkolat közeli szelvényében a rendszeres (kétheti) vízminőségi észlelés mellett folyamatos (legalább napi) vízhozam regisztrálást is folytatnak (3.1 fejezet). Átlagos vízhozamuk 0.01–0.3 m³/s, azaz egy-két nagyságrenddel kisebb, mint azoké a folyóké, amelyekre a vízhozam és a becslés hibája közötti empirikus összefüggést felállítottuk.

Az éves lefolyás becslésének hibája

Az éves lefolyás becslési hibája kétheti mintavétel esetén a napi észleléshez képest átlagosan 30-40% volt (4.5 (a) ábra), de a nagyon ingadozó vízjárású patakoknál a 60-80%-ot is elérte. A vízjárás változékonyságát a vízgyűjtő jellemzői és a csapadékviszonyok egyaránt befolyásolják. A relatív szórás és az átlagos vízhozam – ellentétben hazai nagyobb folyóinkkal (Clement és Buzás, 1998) – nem mutatott összefüggést (4.5 (b) ábra). A kisvízfolyások kis vízgyűjtő területének eltérései feltehetően lényegesen nagyobb szerepet játszhatnak a vízjárás meghatározásában, mint a nagy vízgyűjtővel rendelkező folyóknál. Ennek magyarázata, hogy a vízgyűjtő méretének csökkenésével egyre lényegesebb szerepet kapnak a rövid időtartalmú, nagy intenzitású, nagy eróziós potenciállal rendelkező és változékonny térbeli kiterjedésű csapadékok, és az ezekből származó árhullámok alkalmasint csak egy kis területről származnak. Sem a felszínen, sem a mederben nincs számottevő kiegyenlítő hatás, ezért a vízgyűjtő heterogenitása a lefolyás szempontjából sokkal lényegesebb. Vagy másképpen: minél nagyobb egy vízgyűjtő, nagy valószínűséggel annál több inhomogén, lefolyási szempontból egymás hatásait kiegyenlítő részterülettel jellemezhető.

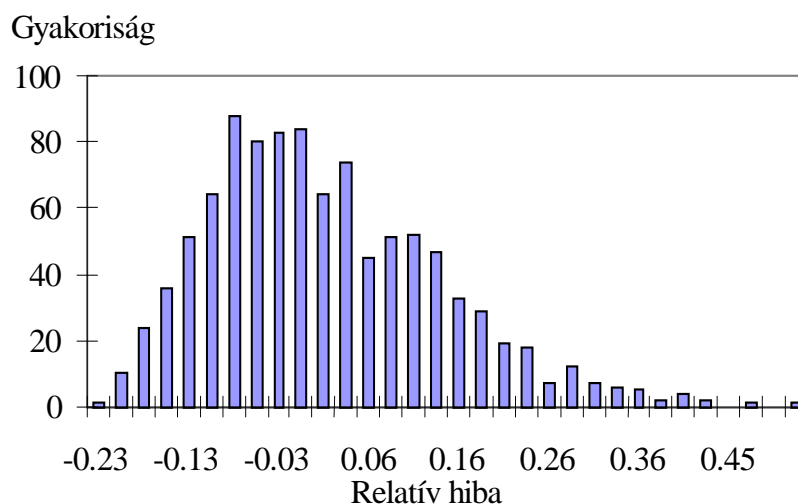


4.5 ábra: (a) A Balaton vízgyűjtő kisvízfolyásainak napi vízhozamok idősorából számított relatív szórás átlaga és 95%-os konfidencia tartománya; (b) a relatív szórás a középvízhozam függvényében, a nagyobb folyókra illesztett egyenes feltüntetésével

A Somogyi-dombság magasabb területeiről eredő Tetves-patak például nagyobb vízhozama ellenére is változékonnyabb vízjárású, mint a nála kevesebb vizet szállító, de sokkal laposabb vízgyűjtőjű Jamai-patak. A tározók tovább módosítják a vízjárást (például a Köröshegyi-séd).

A vízfolyások dinamikájára vonatkozó általános érvényű empirikus összefüggés felállításához további, a vízgyűjtő jellemzőit (domborzat, lejtésviszonyok, tározók, növényfedettség) kezelni tudó, térinformatikai alapú vizsgálatok szükségesek.

Természetesen most is figyelembe kell vennünk az eloszlás ferdeségét, feltételezve, hogy a (3-4 egyenlet) szerint számított hiba valószínűleg alulbecsült. Ennek mértéke – a Zalán és a Dunán bemutatott eredményekhez hasonlóan – Monte Carlo szimulációval ellenőrizhető: a ferdeség hatása a kisvízfolyások némelyikénél markánsabban jelentkezik, mint azt a Dunára és a Zalára tapasztaltuk (4.6 ábra, v.ö. a 4.1 ábrával). Kevés számú minta többnyire alulbecsléshez vezet, ezért egy kiszemelt év átlagvízhozamát nagyobb valószínűséggel becsüljük alul, mint felül. Ugyanakkor a kis vízhozamok nagyobb gyakorisága miatt az egész évi átlag jelentősen megnő, ha egy-egy nagyobb vízhozam beleesik a mintába. Összességében a becslés hibája több év átlagában kiegyenlítődik, és elfogadható mértéken belül marad⁵, hiszen az adatsor hosszúságának növekedésével a minta eloszlása egyre jobban közelíti a vízhozamok valódi eloszlását.



4.6 ábra: Kétheti mintavételezés relatív hibájának empirikus eloszlása a Tetves-patak 1996-os vízhozam adataival végzett Monte Carlo szimulációban

Az éves foszforterhelés becslésének hibája

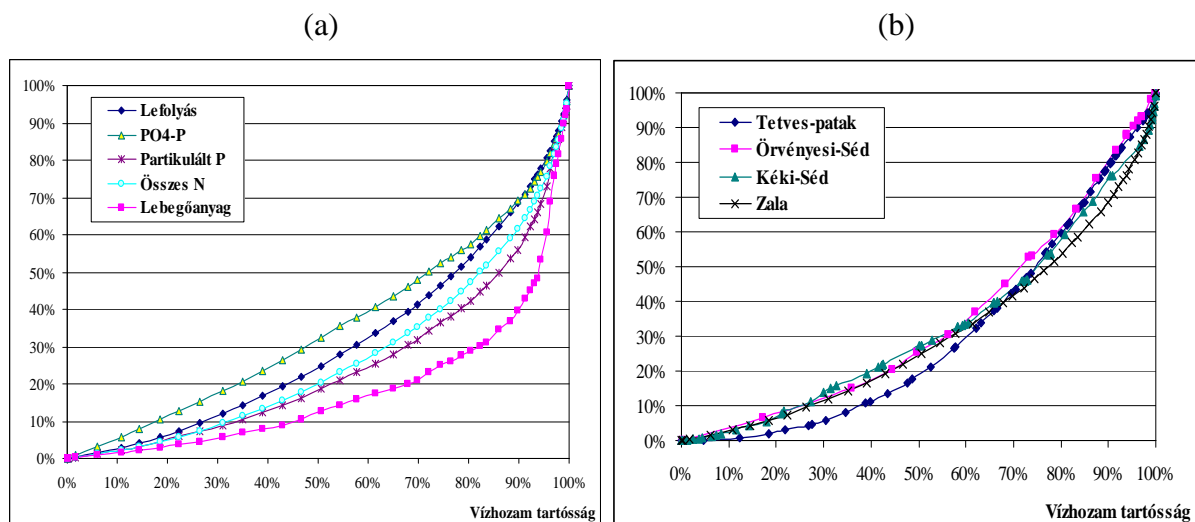
A hiányos mintavétel a lefolyás becslésének hibájánál nagyobb pontatlanságot eredményezhet a kisvízfolyások által szállított tápanyagterhelés meghatározásánál. Ráadásul itt a Zalán kívül ellenőrzési lehetőség sincsen, mivel a terhelés valós (N elemű) időszora egyetlen kisvízfolyáson sem ismert. A hibát – az eddigiekhez hasonlóan – ez esetben is csak becsülni tudjuk. A vizsgált balatoni patakokra a bizonytalanságok átlagosan (havi-kétheti mintavételezés mellett) 20 - 80% tartományban voltak, azonban egyes években a becslés

⁵ Az éves lefolyás sokéves középértékét kétheti (évi 26) adatokból számítva a becslés hibája a legtöbb kisvízfolyásnál 10-20% alatt maradt.

hibája a 150%-ot is meghaladta (Clement és mtsai, 1998, Clement és mtsai, 2000). Ez azt jelenti, hogy szélső esetben a valós terhelés akár másfél- kétszeresen alul-, illetve felülbecsülhető. A hibát növelheti, ha a mintázásból kimaradó nagyobb lefolyási eseményekhez magas koncentrációk tartoznak, azaz a koncentrációra a variancia magasabb, mint azt az észlelési adatokból számítani tudjuk.

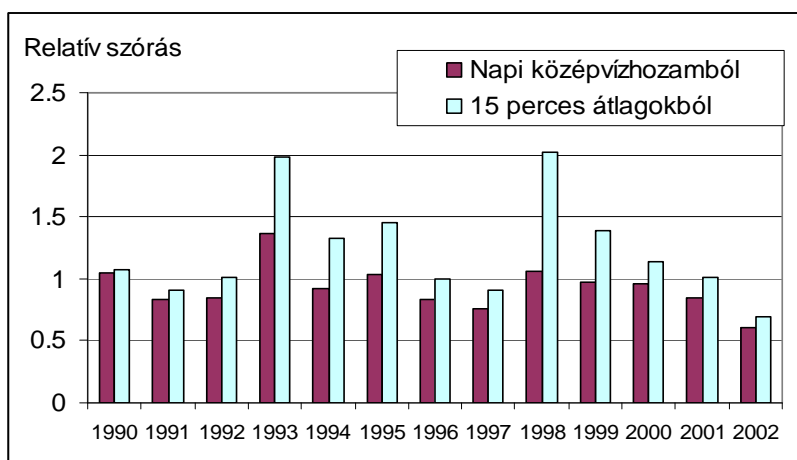
Ezt a japán automata mintavevőkkel (JICA, 1998) végzett mérések eredményei is alátámasztani látszanak. A mintavevők hibás működéséből adódóan a helyzet korántsem egyértelmű (Jolánkai és Pataki, 2003). A sűrűn előforduló üzemeltetési nehézségek miatt lassan gyűlő adatok (átlagosan két-három „értékelhető” árhullám évente) csak az egyik problémát jelentik. Ennél nagyobb gond, hogy nem sikerült megoldani az automaták vízszintvezérléses működtetését. A mintavétel a csapadékesemény kezdetekor indul és általában az összegyülekezési idő előtt befejeződik. Az árhullám jóformán el sem éri a mintavételi helyet és a mintavevő valójában csak az állomás közvetlen környezetéből származó bemosódást méri (Jolánkai és Pataki, 2003). A kimért teljes árhullámok pedig olyan kisebb csapadékeseményekből származnak, amelyeknél a műszereket beindító csapadékok intenzitása épp, hogy elérte a felszíni lefolyás megindulásához szükséges küszöbszintet. A lefolyás kezdetekor a koncentrációk mindig sokkal magasabbak, mint az árhullám csúcsán illetve a kiürülési szakaszban, így érthető, hogy a mintavevőkkel gyakran kapunk kiugró értékeket. Ugyanakkor ezek a nagy koncentráció-csúcsokkal jellemzett árhullámok nem vezetnek a lefolyásban meghatározó anyagáram kialakulásához. A műszerek elméletileg a vízhozam mérésére is alkalmasak, hiszen erre kialakított mérőszelvényekben vannak elhelyezve. A mérések a legtöbbször megmagyarázhatatlan eltéréseket mutatnak a folytonos vízhozam regisztrálásból származó adatokkal. Mindezekből arra következtettünk, hogy az automata mintavevők által szolgáltatott adatok alig tekinthetők reprezentatívnak, és nem bizonyítják a terhelés sokszoros alulbecslését.

A becslés hibáját másképp is közelítettük. Vizsgáltuk az extrémnek tekintett vízhozamok lefolyás és terhelés szállításában betöltött szerepét. A Zalára végzett elemzések azt mutatták, hogy a 10%-nál ritkábban előforduló nagyvizek közvetítik az átlagos éves lefolyás 30%-át, ugyanakkor ezek az árhullámok közvetítik rendre az átlagos éves oldott P, partikulált P, összes N és lebegőanyag terhelés 30, 42, 37 és 60 %-át (4.7 (a) ábra). A jelenség háttérében a koncentráció és a vízhozam kapcsolatrendszer áll: a partikulált frakciók részaránya növekszik a vízhozammal, jelezve, hogy az extrém lefolyások képesek a vízgyűjtő talajának elmozdítására. A kis befolyókra csak az árhullámok lefolyásbeli részesedését tudtuk vizsgálni (4.7 (b) ábra). Az ábrán bemutatott három kisvízfolyás meglepően ebben a tekintetben nem tér el jelentősen a Zalától. Ez természetesen még nem bizonyíték arra, hogy a terhelésre is fennáll a hasonlóság, ennek ellenőrzéséhez azonban a terhelés „teljes” idősorát ismernünk kellene.



4.7 ábra: (a) A különböző tartósságú vízhozamokkal közvetített összes vízmennyiség az éves átlagos lefolyás, illetve a PO4-P, összes P, összes N és lebegőanyag terhelés az éves átlagos terhelés százalékában (Zalaapáti, 1991-2002 időszak napi adatai alapján); (b) A vízhozam tartóssághoz rendelt lefolyás a Zalán, összehasonlítva három kisvízfolyással

További kérdést vet fel, hogy a napi vízhozam adatok mennyire reprezentatívak olyan patakokon, amelyeken esetenként csupán néhány órás árhullámok vonulnak le. Ezért azoknál a patakoknál és azokban az években, ahol folyamatos vízhozam észlelési eredmények is rendelkezésre álltak, összehasonlítottuk az órás adatokból számított varianciát a napi átlagok idősorának varianciájával (4.8 ábra). A relatív szórás átlagosan 10-30%-kal nőtt, a gyors lefolyású Kéki-patak és a Fűzfői-séd esetében egyes években a növekmény meghaladta a 30%-ot. Ebből arra következtethetünk, hogy a hiányos mintavételezésből származó hibák a nagyon rövid lefolyási idejű patakokon nagyobbak annál, mint amit jelen munkánkban a napi középvízhozamok statisztikai jellemzőire támaszkodva meghatároztunk. Számításaink eredményei tehát csak a becslési hiba alsó határának tekinthetők. A rövid lefolyási idejű patakoknál a napon belüli dinamika figyelembevétele a vízállás/vízhozam változás által vezérelt, változó gyakoriságú mintavételi stratégia fontosságára hívja fel a figyelmet.



4.8 ábra: A relatív szórás különböző gyakoriságú adatokból számítva (Kéki-patak, Balatonfüred)

A balatoni befolyók terhelésbecslésének bizonytalanságára vonatkozó eredményeket összegezve arra a következtetésre jutottunk, hogy a kisebb patakok vízjárásának jellemzői (variancia, relatív szórás, árhullámok éves lefolyásban való észesedése) nagyságrendileg nem térnek el a Zalától, de az alulbecslés mértéke egy-egy év terhelését tekintve jelentős, akár másfél-kétszeres is lehet. A kétheti észlelések alapján számított terhelés becslésében hosszabb időszak átlagában, és az összes vízfolyást együttvéve – a hibák kiegyenlítődése miatt – ennél kisebbet tévedünk, azonban a becslés pontosítására szükség van.

4.1.3 A mintavételezés tervezése

A becslés hibájának meghatározásakor további megfontolásokat is kell tennünk. A vízjárástól függően a vízhozamra, a koncentrációra vagy akár a kettő szorzatára számított variancia ugyanazon vízfolyásra évenként és az éven belül is jelentősen eltérő lehet. A legnagyobb változékonyságot az árhullámok idején figyelhetjük meg, amelyek bár a teljes évnél csak kis részére terjednek ki, mind a lefolyásnak, mind pedig az éves terhelésnek jelentős hányadát eredményezhetik. Az ilyen megoszlások kezelésének hatékony módszere lehet az adatok homogén „rétegzése” oly módon, hogy az egyes szegmenseken belül az eloszlás közelítőleg normális legyen. Erre a mintavételezéssel foglalkozó szakirodalomban találunk ajánlásokat (Bodo és Unny, 1983, Preston és mtsai, 1989, Kronvang és Bruhn, 1996, 4.2.1 fejezetet). A pontos becsléshez tehát a változó helyzetekhez alkalmazkodó gyakoriságú mintavételezésre lenne szükség. Ilyen mintavételi stratégiát azonban nem tudunk előre meghatározni, ezért feltételezzük, hogy a gyakorisággal nő a mintavételezés reprezentativitása.

Az eredmények a terhelésbecslés hibájának meghatározására vonatkozó tézis megfogalmazásához vezetnek:

1. tézis

A hazai folyókra a vízhozam relatív szórása és a középvízhozam között exponenciális jellegű empirikus összefüggést állítottam fel, amellyel az éves anyagáramok becslésének várható hibája a mintavételi gyakoriság függvényében számítható. Megállapítottam, hogy

(a) az éves foszforterhelés gyakorlat számára kielégítő pontosságú (< 20-40% relatív hiba) meghatározásához legalább kétheti mintavételezés szükséges;

(b) az empirikus összefüggést a Dunára és első rendű mellékvízfolyásaira alkalmazva magyarázható az a gyakran tapasztalt ellentmondás, mely szerint valamely becsatlakozó mellékfolyó és a felvízi anyagáram összege nem egyezik az alvízi méréssel;

a kisebb vízfolyásokra ($Q < 1 \text{ m}^3/\text{s}$) az összefüggés a vízgyűjtő kiegyenlítő hatásának hiányában és a vízjárást meghatározó lokális hatások miatt nem terjeszthető ki. Ilyenkor a becslés hibája a vízjárás változásához alkalmazkodó, rétegzett mintavételezéssel csökkenthető.

4.2 A terhelésbecslés pontosítása

4.2.1 A becslési módszerek tesztelése a Zala napi adataival

A terhelésbecslési módszerek ellenőrzésére ritkán van lehetőség, hiszen a tényleges terhelést nem ismerjük. A Zalán végzett napi észlelések (NyuDuVizig-KÜM) azonban ezt lehetővé teszik. A módszerek három alaptípusából összesen 11 becslési eljárást teszteltem. A számításokat a Zala napi idősorából előállított kétheti mintavételezésnek megfelelő adatsorokra végeztem az 1992-1998 közötti időszakra (Clement és mtsai, 2000). A korábbi adatokat azért nem használtam, mert a vízgyűjtőn bekövetkezett változások (szennyvíztisztítás fejlesztése, műtrágya használat csökkenése) következtében a Zala által szállított foszforterhelés jelentősen változott közelítőleg a felére csökkent (5.1 fejezet, Somlyódy és mtsai, 2003, Sisák, 2003).

A tesztadatsor előállításánál feltételeztük, hogy a kétheti mintavétel (a gyakorlatnak megfelelően) időben egyenletes kiosztású. Így kéthetes eltolással évente 14 féle adatkombinációhoz jutottunk. Ezekre az adatsorokra a felsorolt módszerek mindegyikével kiszámítottuk az éves terheléseket, majd ezeket összehasonlítottuk a napi adatokból ismert terheléssel. Az alkalmazott módszerek leírását az alábbiakban ismertetjük.

I. Az első csoportban négy átlagolós módszert teszteltünk. Ezek közül az első két esetben csak a kétheti vízhozam észlelésekre támaszkodtunk, az utóbbiaknál már a napi vízhozam adatokat is bevontuk:

- (1) Egyszerű átlagolás: (kétheti, azaz $n=26$ adatból számított) éves átlagvízhozam szorozva az éves átlag koncentrációval;
- (2) Egyszerű átlagolás: az összetartozó ($n=26$) vízhozam és koncentráció adatok szorzatából képzett számtani átlag;
- (3) Javított átlagolás, éves: a kétheti észlelésekből számított ($n=26$) koncentráció átlaga szorozva a napi mérésekből ($n=365$) számított éves lefolyással;
- (4) Javított átlagolás, havi: a havi átlagkoncentrációk ($n=2$) szorozva a napi adatokból számított ($n=30$) havi lefolyással.

II. A második csoportba tartozó eljárásoknál („aránybecslők”) azzal a feltevessel élünk, hogy a terhelés–vízhozam kapcsolat lineáris, ennél fogva a sűrűbb vízhozam mérésekre támaszkodva a nem mért terhelés „arányosan” kiterjeszhető a hiányzó koncentráció észlelésekhez:

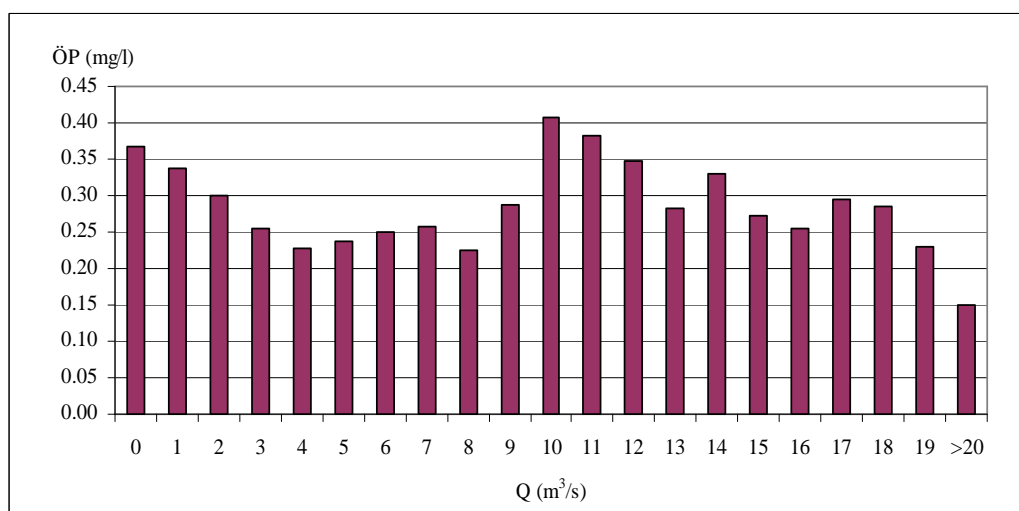
- (1) Klasszikus aránybecslés: a kétheti észlelésekből számított terhelés javítva a napi vízhozamból számított lefolyással, azaz

$$\bar{L} = \bar{Q} \frac{\bar{l}}{\bar{q}}, \text{ ahol } \bar{Q} = \sum_{i=1}^N q_i \quad \text{és} \quad \frac{\bar{l}}{\bar{q}} = \frac{\sum_{i=1}^n c_i q_i}{\sum_{i=1}^n q_i} \quad (n=26, N=365);$$

- (2) Rétegzett aránybecslés: mint (1), csak a becslést az adatok rétegzésével finomítottuk. Szezonálisan három réteget különítettünk el: (i) a vegetációs perióduson belül a három nyári hónapot, (ii) az őszi és a tavaszi időszakot (április-május, szeptember-október) és (iii) a vegetációs időn kívüli időszakot (november-március). Ezeket a szegmenseket további két alrétegre bontottuk, szétválasztva az alapterhelést az extrém árhullámoktól. Választóküszöbnek az egyes rétegekhez tartozó 90 %-os tartósságú vízhozamot tekintettük. Ezt a küszöbértéket a korábban bemutatott (4.7 (a) ábra) lefolyás-terhelés kapcsolat „töréspontja” alapján, önkényesen vettük fel.

III. A harmadik csoportban regressziós módszereket teszteltünk, azaz a napi vízhozamokhoz különböző megfontolások alapján „pótoltuk” a hiányzó koncentráció észlelési adatokat.

- (1) Lineáris interpoláció: a legegyszerűbb és leggyakrabban alkalmazott eljárás, mely során a két észlelés közötti koncentráció lineáris változását tételezzük fel.
- (2) Klaszter (vagy „skatulya”) módszer: ehhez először a Zala vízhozamainak eloszlásfüggvényét állítottuk elő, amelyből meghatároztuk az osztályközök méretét. Eszerint 0-20 m³/s tartományban, $\Delta Q = 1$ m³/s lépcsővel hoztunk létre egyenlő méretű tartományokat. A felső határ a vizsgált időszak 2% tartósságú vízhozamának felel meg, azaz az esetek 98%-ában ennél kisebb volt a vízhozam. Ezután az egyes vízhozam osztályokhoz tartozó átlagkoncentrációkat határoztuk meg (4.9 ábra), és ez alapján származtattuk az éves terhelés idősorokat.



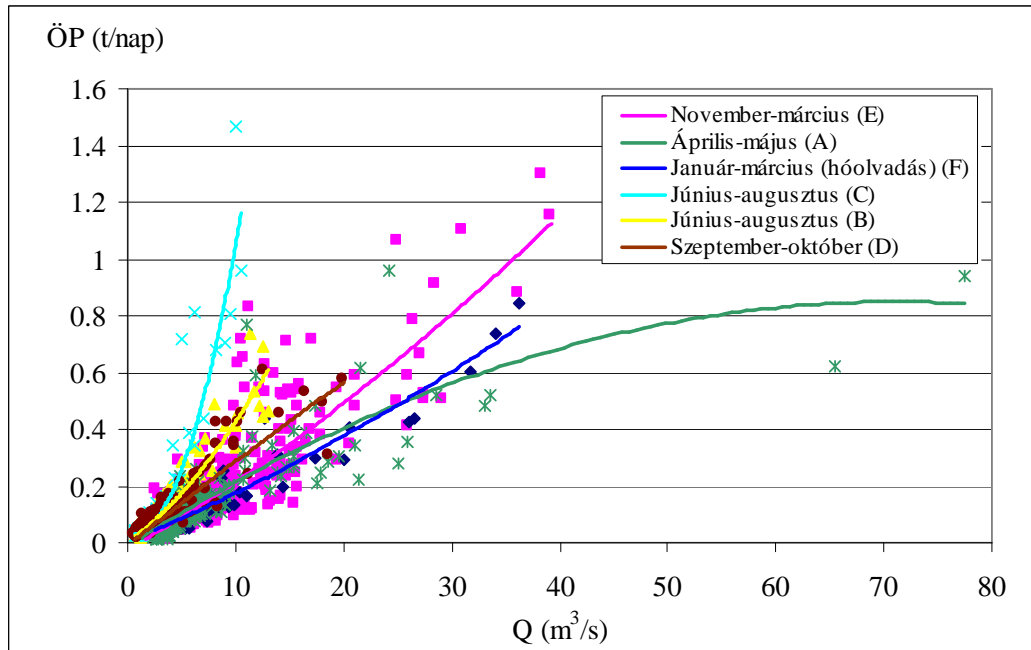
4.9 ábra: A különböző vízhozam tartományokat jellemző átlagkoncentrációk a Zalán (Zalaapáti, 1992-1998)

Az ábrán látható, hogy magas koncentráció a nagyon kis vízhozamok, valamint a 10 - 12 m³/s -os sávban fordul elő. Az előbbi a szennyvizek hatása, amelyet mintegy 4 m³/s-ig hígít a további lefolyás-hozzáfolyás, de még nem indul meg a diffúz terhelés. A nyári árhullámok jellemző vízhozam tartományában mutatkozik az eróziós terhelés hatása (lásd a következő pontot és a 4.10 ábrát), ennél nagyobb vízhozamok felett ismét hígítást észlelünk.⁶

- (3) Lineáris regresszió: az $L_{\text{ÖP}} = a_0 + a_1 Q$ alakú kapcsolatot vizsgáltuk a teljes adatsorra, így $r^2 = 0,62$ korrelációs tényező adódott. A paramétereket fizikailag értelmezve a_1 mértékegysége koncentráció, és értéke a nem szennyvíz eredetű P koncentrációt jellemzi. A kapcsolat nem túl szoros, mert ez az összefüggés valójában csak az alapterhelés (geokémiai háttér) leírására alkalmas.
- (4) Kétváltozós regresszió: a nagyobb lefolyási eseményekkel közvetített terhelés az erózióval, partikulált formában érkezik, így a lebegőanyag bevonásával a terhelés-vízhozam kapcsolat javítható. Ebben az esetben az alkalmazott regressziós egyenletünk: $L_{\text{ÖP}} = a_0 + a_1 Q + a_2 LA$, ahol LA a lebegőanyag koncentráció. Itt az egyenlet jobb oldalának első két tagja az oldott P terhelést jelenti, míg a lebegőanyagtól függő tag a lebegőanyaghoz kötött foszfort fejezi ki.
- (5) Szezonális regresszió: A vizsgált időszak mérési adatait szezonálisan szétválasztottuk. Az egyes évszakok közti megkülönböztetést azon elgondolás vezérelte, hogy a száraz földre lehullott nagy intenzitású, ám rövid idejű nyári zápor nyilvánvalóan egészen más vízhozamterhelés kapcsolattal jellemezhető, mint a csendes őszi eső. Bár a nem pontszerű szennyezés többnyire a lefolyás megindulásakor kezdődik, és dinamikáját a csapadék határozza meg (Jolánkai és Pintér, 1982), egyáltalán nem mindegy, hogy az a csapadék növényzettel borított, vagy csupasz talajra hullik. Ilyen szempontból lényeges szerepe lehet a téli - kora tavaszi hóolvadásnak, illetve a csapadékot megelőző száraz időszak hosszának is. Regressziós analízisünk során a terhelés-vízhozam összefüggést Jolánkai (1997) javaslata alapján az $L_{\text{ÖP}} = a_0 + a_1 Q + a_2 Q^2$ alakban kerestük, ahol a_0 a pontszerű, a második tag a mindenkori természetes háttérszennyezés, és a harmadik tag a nem pontszerű terhelésekre utal. A legkedvezőbb illeszkedést az alábbi időszakok megkülönböztetésével kaptuk: (A) tavaszi csapadékok időszaka (április-május); (B) nyári heves záporok időszaka (június-augusztus), ahol ezen belül elválasztottuk (C) az árhullámok kezdeti, felfelé ívelő szakaszához tartozó méréseket; (D) őszi időszak (szeptember-október); végül (E) a téli, vegetációs perióduson kívüli időszak (november-március), amelyen belül

⁶ Sisák és Pomogyi (1994) tanulmányukban a Zala torkolati szelvényének (Fenekpuszta) adatelemzésére támaszkodva vizsgálták, hogy a különböző vízhozamok mellett mely folyamatok jellemzik a tápanyagszámítást. Eredményeik szerint a felszíni lefolyás hatása közelítőleg 5 m³/s-os vízhozamnál jelentkezik, azonban 7-6 m³/s feletti vízhozamoknál számított felszíni lefolyásban sem a foszfát P, sem a partikulált P töménységében nem mutatható ki növekedés.

megint csak elválasztottuk (F) a tavaszi hóolvadás feltehető kezdetét a víz és léghőmérsékleti adatok alapján (4.10 ábra, 4.2 táblázat).



4.10 ábra: Különböző időszakok szétválasztásával nyert regressziós számítások eredményei: a terhelés-vízhozam kapcsolata (Zalaapáti, 1992-1998)

4.2 táblázat: A szezonális regressziós függvények paraméterei és a korrelációs tényezők értékei ($L_{\text{ÖP}} = a_0 + a_1 Q + a_2 Q^2$, ahol a terhelés t/nap, a vízhozam m^3/s dimenzióban értendő)

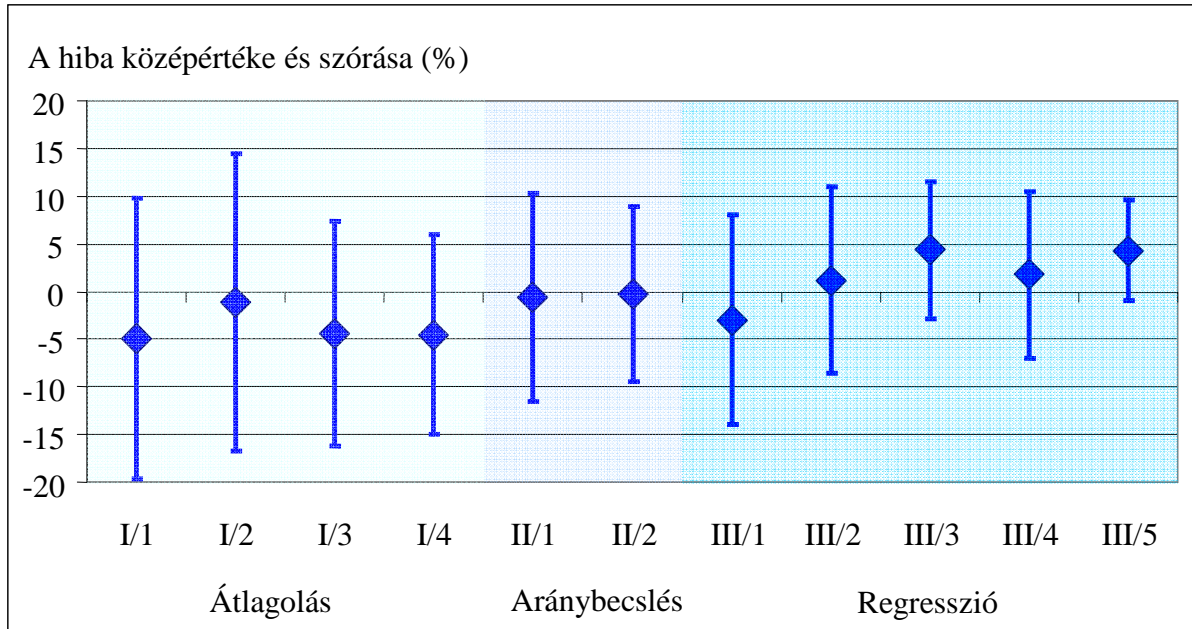
Időszak	a_0	a_1	a_2	r^2
A	-0,004	0,024	-0,0002	0,72
B	0,001	0,027	0,0015	0,88
C	0,035	-0,012	0,011	0,85
D	0,01	0,031	-0,0001	0,83
E	-0,029	0,023	0,0002	0,75
F	0,005	0,016	0,0001	0,91

Az eredményekből az alábbi következtetések vonhatók le:

- az illeszkedés a lefolyás szempontjából különbözően viselkedő jellemző időszakok szétválasztásával lényegesen javult,
- a nyári záporok esetén a legmeredekebb az irántangens, tehát az ilyen csapadékok az átlaghoz képest fajlagosan sokkal több foszfort szállítanak,
- ezen időszakban jól megkülönböztethető a lefolyás megindulását követően a koncentráció növekedése,

- az őszi és tavaszi nagycsapadék a terhelést hígítja (erre utal a Q^2 -es tag negatív együtthatója).

Az módszerek alkalmazásának eredményét, azaz a napi adatokból (pontosan) ismert terheléstől való eltérést a 4.11 ábrán hasonlítottuk össze.

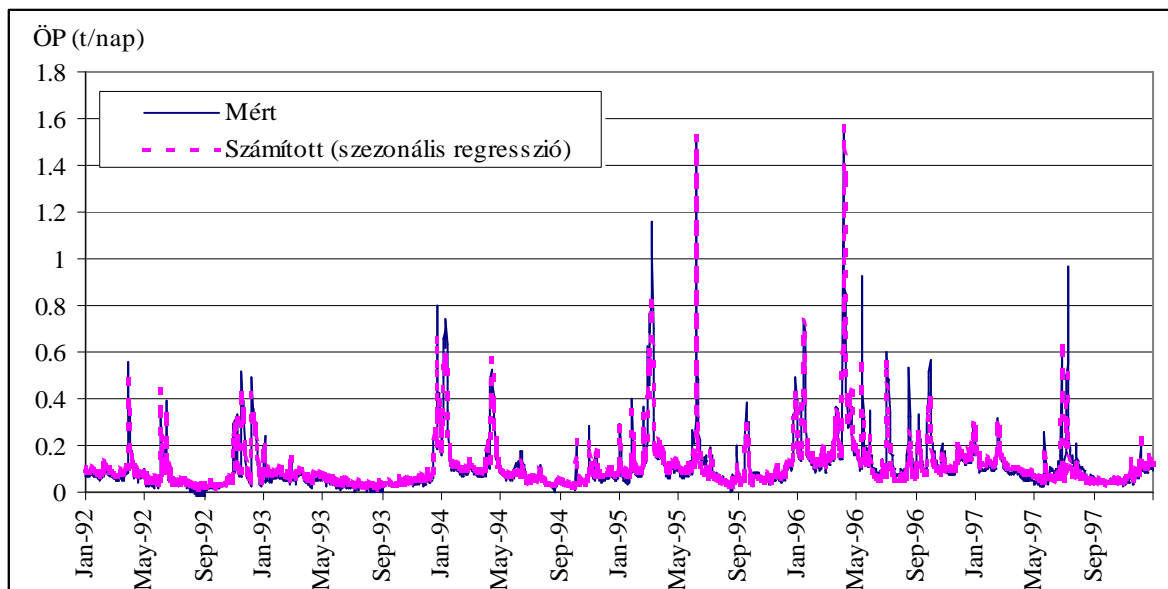


4.12. ábra: A terhelésbecslést javító módszerek alkalmazása a Zalára (Zalaapáti, 1992-1998) (a hiba a napi adatokból ismert terheléstől való eltérést jelenti)

Az eljárások között szignifikáns különbség nem volt. A várakozásoknak megfelelően azok a módszerek a legpontatlanabbak, amelyeknél a napi vízhozamok ismeretében rejlő többletinformációt nem használtuk ki (I/1-2), tehát az egyszerű átlagolások. A „javított” átlagolás (I/3-4) számottevő előnyt nem jelent az egyszerű átlagoláshoz képest, és a terhelést többnyire alulbecsli. A számítás munkaigénye szempontjából az előbbiekkkel teljesen azonos, a szakirodalomban leginkább javasolt aránybecslés (II/1) mintegy 15-20%-kal csökkentette a hibát az egyszerű átlagolásokhoz képest, de a „javított átlagolásnál” csak annyiban bizonyult jobbnak, hogy közel azonos gyakorisággal becsli a terhelést alul és felül, vagyis a hibák több év átlagában kiegyenlítődnek. Így a hosszútávú átlagok meghatározása megbízhatóan elvégezhető. Az adatok rétegzése 5 %-kal javította a becslés pontosságát. Feltehetően a hevesebb vízjárású kis patakoknál az eloszlás ferdülésével a vízhozam nagyság szerinti szétválasztás előnye jobban érvényesül.

A regressziós módszerek közül leggyengébbnek bizonyult a koncentrációk lineáris interpolás útján történő „pótlása” (III/1), ennek pontossága az (I/1-2) módszerekével azonos, ám az eljárás jóval munkaigényesebb. A „skatulya” módszerre (III/2) hasonló megállapítások tehetők, ennek az eljárásnak az előnye leginkább abban rejlik, hogy a vízhozam-koncentráció kapcsolat kevés észlelési adat esetén is felállítható (természetesen a vízhozam klaszterek

számának megválasztását befolyásolja az adatszám). Az egyszerű lineáris regresszióval 15%-on belüli volt a tévedésünk (III/3), azonban az éves terhelést ezzel a módszerrel becsültük a legnagyobb valószínűséggel felül. A mért és a számított terhelést összevetve azt tapasztaltuk, hogy a modell kisvizes időszakokban szembetűnően fölébecsül, a nagyobb csúcsokat viszont alábecsli. Az illeszkedés – összhangban Somlyódy (1984) tapasztalataival – a lebegőanyag bevonásával (III/4) számottevően javult ($r^2 = 0.87$), ennek ellenére az éves terhelés becslésében elkövetett hiba nem csökkent. A lebegőanyag koncentráció bevonásának a hazai viszonyokat tekintve amúgy is súlyos gyakorlati akadályai vannak, ugyanis az 1994-ben érvényre lépett MSZ 12749-es szabvány alkalmazása óta a lebegőanyagot már csak havonta mérik (ellentétben a kétheti-heti foszfor koncentráció észlelésekkel). A legjobb eredményt (mind az illeszkedés (4.12 ábra), mind pedig az éves terhelés becslésében elkövetett 10% körüli hibát tekintve) a szezonális regresszió hozta. A módszer alkalmazásához azonban statisztikailag értékelhető hosszúságú és számú múltbeli észlelés szükséges, amely a teljes vízhozamtartományt lefedi.



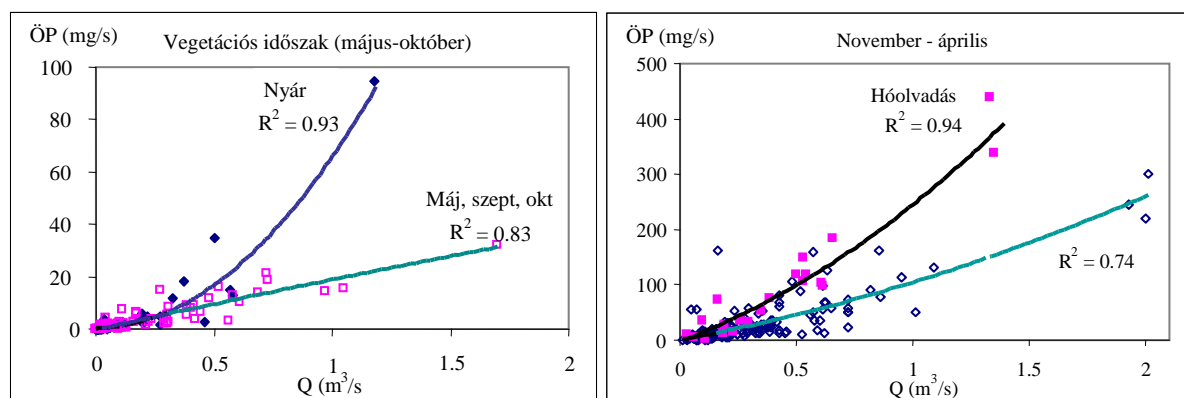
4.12 ábra: A szezonális regressziós módszerrel számított és mért terhelés idősor (Zala, Zalaapáti)

A bemutatott módszerek munkaiigénye lényegesen különböző, az alkalmazhatóságot tekintve mindegyiket megfelelőnek minősíthetjük. A hiányos észlelési adatok statisztikai alapú pótlásával az éves terhelés bizonytalansága a törzshálózati mintavételezésre támaszkodó becsléshez képest a felére-harmadára csökkenthető. Ha azonban nemcsak egy adott időszakra vonatkoztatott terhelés meghatározása a célunk, hanem a terhelés idősorára is szükség van (például a vízminőségi modellek bemeneti függvényének előállításához), a szezonális regressziós eljárás a legkedvezőbb.

4.2.1 Javaslat a balatoni befolyók foszforterhelésének számítására

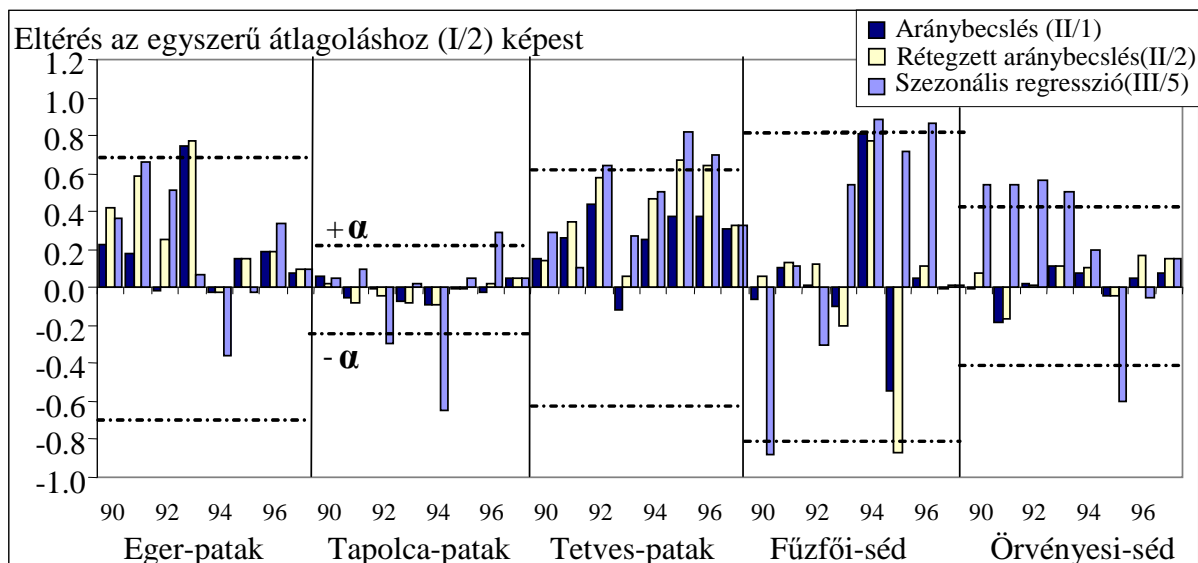
A Zalán végzett elemzések tapasztalatait levonva javaslatot dolgoztunk ki a Balaton vízgyűjtő folyamatos vízhozamméréssel rendelkező kisvízfolyásai terhelésbecslésének pontosítására. Természetesen tisztában vagyunk azzal, hogy a Zalán tesztelt eredmények csak fenntartásokkal terjeszthetők ki más vízgyűjtőkre. Kísérletünk mellett két érv szól: (i) a Zala vízjárásának jellemzői (eloszlás, variancia, árhullámok lefolyásbeli szerepe) nagyságrendileg nem tértek el kiugróan a többi patakétól, és (ii) a zalaegerszegi szennyvíztelepen bevezetett P eltávolítással (5.1 fejezet) a terhelések több mint kétharmada diffúz eredetű, ezáltal a Zala hasonlóbbá vált a befolyók jelentős hányadához (Somlyódy és mtsai, 2003).

A zalai tapasztalatok alapján első lépésben mindegyik vízfolyásnál – a terhelés idősorok legteljesebb visszaállításának érdekében – az évszakos elkülönítésen alapuló regressziós analízist végeztük el (Clement és mtsai, 2000). A vízhozam-terhelés kapcsolatának felállításánál mérlegelnünk kellett, hogy milyen hosszú időszakot vonjunk be az elemzésbe. Ha rövid az adatsor, kevés az esély arra, hogy abba extrém árhullámok mérései is bekerülnek. Ha pedig túlságosan visszamegyünk a múltbeli adatokhoz, akkor abba a tévedésbe eshetünk, hogy a jelenlegi állapotot a vízgyűjtőn történt változásokat figyelmen kívül hagyva szimuláljuk. Ilyen változások lehetnek a területhasználatban, a műtrágyafelhasználás csökkenésében, a pontszerű forrásokban, vagy akár az azóta megépített hordalékfogó (ülepítő) műtárgyak miatt. Ezt a problémát azzal igyekeztünk kiküszöbölni, hogy az észlelések kezdetétől felrajzoltuk a terhelés idősorokat, és ott vágtuk el, ahonnan már lényeges változást (a csapadékviszonyok szerepétől függetlenül, hiszen a 90-es évek eleje mindenhol terhelés csökkenést mutatott) nem tapasztaltunk. Így patakonként 100-200 adatpár állt rendelkezésre. A terhelés-vízhozam kapcsolatok patakonként és évszakonként széles tartományban változtak. Leggyengébb volt az illeszkedés a Tapolca-pataknál, mivel itt a legnagyobb a szennyvíz eredetű hányad az ÖP terhelésben. Legjobb illeszkedést pedig a Tetves-pataknál tapasztaltunk, ahol az eróziós terhelések szerepe jelentős. Példaként az Eger-patakra kapott eredményeket mutatjuk be (4.13. ábra).



4.13 ábra: Az ÖP terhelés és a vízhozam kapcsolata az Eger-patakon

A 4.14 ábrán négyféle eljárást hasonlítottunk össze, köztük a szezonális regresszióval készült becslést is. Minél változékonyabb volt a patakok vízjárása, annál nagyobb volt az eltérés a különböző módszerrel becsült terhelések között. Az ábrán az eltéréseket mutatjuk az egyszerű átlagoláshoz képest (I/2), amelynek hibáját analitikusan (3.1 fejezet, (3-4) összefüggés) számítottunk. Az eltérések nem haladták meg az I/2 módszer várható hibatarományát, hosszabb időszak átlagát tekintve pedig annál sokkal kisebbek voltak.



4.14 ábra: A különböző módszerekkel javított összes P terhelés az egyszerű átlagolással számított terheléshez viszonyított eltérése ($\pm \alpha$ az analitikus módszerrel számított, 95%-os konfidenciaszintű hibát mutatja)

Tekintve, hogy a valós terhelést nem ismerjük, a módszerek közti választás mindenképpen szubjektív. Ha a zalai elemzések tapasztalataira hagyatkozunk, a szezonális megkülönböztetést alkalmazó regressziós módszereket kellene javasolnunk. Azonban a Zalán végzett számítások is mutatták, hogy a regressziós módszerek – mivel a függvények felállításánál elsősorban az extrém csapadékok okozta terhelések leírására törekszünk – a kisvízes időszakban pontatlanok. A függvényeket gyakorlatilag néhány kiugró adatra illesztjük, holott az észlelések zöme a kis és közepes vízhozam tartományba esik. Utóbbiakra viszont a lefolyás–terhelés soktényezős, nemlineáris kapcsolatrendszere miatt a szórás olyan nagy, hogy szinte lehetetlen szoros összefüggést találni.

A kisvízes időszakok és az árhullámok külön kezelését az is indokolja, hogy az adatok empirikus eloszlásának pozitív ferdülése a kisvízfolyásoknál markánsabb, mint a Zala esetében. A terhelésbecslés konfidencia határainak előírásához azonban az adatoknak normális eloszlásúaknak kellene lenniük. A terhelések pedig egy év alatt nagyságrendekkel változhatnak. A legnagyobb változékonyság az árhullámokra jellemző, amelyek rövid

időszakot tesznek ki, mégis jelentősen alakítják az éves lefolyást és terhelést. A ferdeség okozta torzítás miatt az adatok vízhozam szerinti rétegzése nélkül a bemutatott módszerek nagy valószínűséggel nem javítják a becslést, sőt, téves következtetésekhez vezethetnek.

Mindezekből a megoldás már adódik: a becslési eljárások ésszerű kombinálásával a különböző módon szétválasztott szegmensekre eltérő módszert érdemes használni:

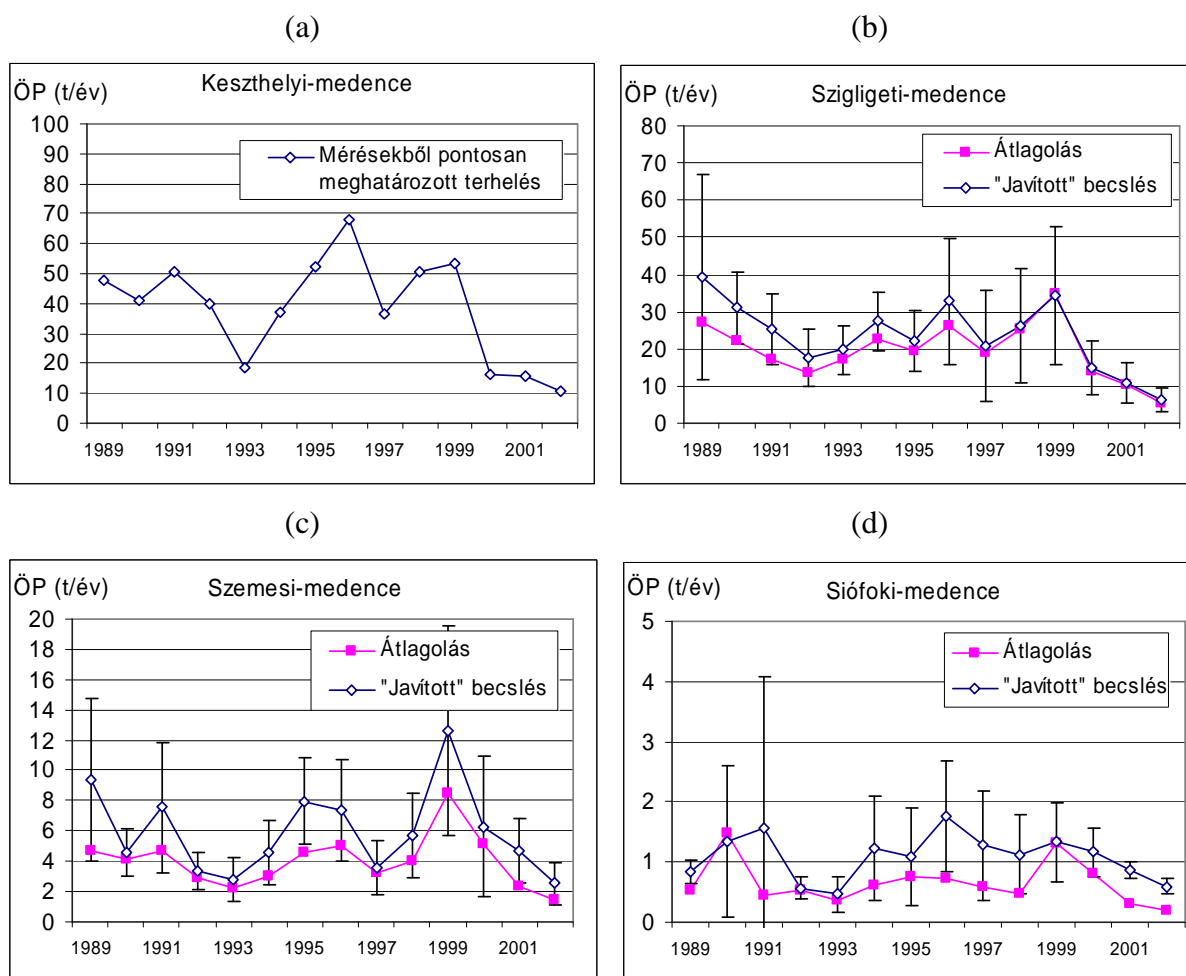
- (1) Első lépésben az idősorokat három, a terhelés-lefolyás kapcsolata szempontjából alapvetően eltérő időszakra bontjuk, például az őszi és tavaszi nagycsapadékok idejére (március-április ill. szeptember-október); a nyári időszakra (május-augusztus), és a vegetációs időszakon kívüli, téli periódusra (november-február).
- (2) Ezeket a szegmenseket a napi középvízhozamok alapján további alrétegekre választjuk szét, az alapterhelést az extrém árhullámoktól elkülönítve. A rétegek számát és a küszöbhozamot a vízhozamok eloszlásvizsgálata alapján lehet eldönteni, tanulmányunkban az egyes rétegekhez tartozó 90%-os tartósságú vízhozamot tekintettük választóhatárnak (Clement és mtsai, 2000).
- (3) A kisvizes (közelítőleg az alaphozamnak megfelelő) periódusokra az aránybecslés módszerét alkalmazzuk, feltételezve, hogy az éves anyagáramokra a terhelés-vízhozam kapcsolat lineáris.
- (4) A küszöbhozamok feletti vízhozamoknál az észlelési adatokra támaszkodva, koncentráció-vízhozam mérések alapján felállított összefüggések (regresszió, vagy a „skatulya” módszer) segítségével a hiányzó méréseket „kipótoljuk”.
- (5) Végül az alapterhelést és az árhullámokhoz empirikus módon generált terhelést összegezzük és ezzel a becslés éves idősorához jutunk.

Egyértelmű, hogy az eljárás leggyengébb pontja az árhullámokhoz tartozó koncentrációk meghatározása. Ugyan a havi-kétheti gyakoriságú észlelések során szinte mindegyik vízfolyásra sikerült nagyobb vízhozamokhoz tartozó koncentrációkat is kimérni, a felszín lemosódásának nem-lineáris kapcsolatrendszer (amely az árhullám kezdetét jellemző koncentráció csúccsal majd az azt követő kiürülési folyamattal jellemezhető) miatt ezek csak korlátozottan terjeszthetők ki az árhullámok teljes hosszára. Ennek tényét Jolánkai (2003) a Balaton tápanyagterhelésével foglalkozó kutatási jelentésekben (VITUKI 1980-2002) és számos közleményében hangsúlyozta. Megoldást néhány vízfolyás összes lefolyási eseményének legalább egy hidrológiai cikluson keresztül történő kimérése jelentene, melyek alapján például az általunk javasolt módszer elismert hiányossága is pótolható lenne.

A balatoni kisvízfolyásokra a fajlagos terhelés és lefolyás kapcsolatát Jolánkai (1982) már a nyolcvanas évek elején vizsgálta, és a mi eredményeinkhez hasonlóan szoros összefüggéseket talált. Véleménye szerint azonban ezek a függvények nem alkalmasak a terhelés számítására, mert a mérések nem fedik le a teljes vízhozam tartományt (Jolánkai, 1999). Állításával ebben

a tekintetben messzemenően egyetértünk. Célunk módszertani fejlesztés volt, elemzésünk annak mérlegelését szolgálta, hogy a sűrűbb vízhozam észlelések hogyan használhatók fel leghatékonyabban a vízfolyások terhelésének pontosítására. Az eljárás továbbfejlesztésének lehetőségei tehát nyitva állnak. Erre jó példa Pataki (2002) munkája, aki az általunk kidolgozott számítási módszert például úgy alkalmazta, hogy a JICA projektből hátrahagyott automata mintavevőkkel gyűjtött adatokat feldolgozva a mintázott vízfolyásokra a regressziós összefüggéseket korrigálta.

A 4.15 (a-d) ábrákon a Balaton összes vízfolyás eredetű összes foszforterhelés idősorát ábráztuk medencénként és a teljes vízgyűjtőre összegezve (Clement és mtsai, 2004, Somlyódy és mtsai, 2003).



4.15 ábra: A Balaton négy medencéjének vízfolyások által közvetített foszforterhelése a rutin eljárások során alkalmazott átlagolós módszerekkel és a javasolt eljárással számítva. A tartományok a becslés 95 %-os konfidenciaszínthez tartozó hibáját jelölik

A hibaszámításba bevont patakokra a fentiekben bemutatott módszerrel számítottuk a terhelést. A többi vízfolyásra (például a második legnagyobb befolyó, a Nyugati Övcsatorna és a többi, erősen befolyásolt vízjárású csatornára a VITUKI (1989-2002) adatait vettük át.

Összehasonlításként megadjuk a jelenlegi, „rutin” becslés (I/2 módszer) eredményeit is a korrekció mértékének szemléltetése céljából. Ez utóbbihoz megjegyezzük, hogy az éves mérlegek a KDT VIZIG, a BLKI és a VITUKI közötti egyezmény alapján készülnek, és nem tartalmazzák a szerző által többhelyen közreadott korrekciós javaslatok szerinti módosításokat (Jolánkai, 1993, Jolánkai, 2003).

A Keszthelyi-medence terhelését a Zala mérésekből pontosan ismerjük. Ha a „javított” becslésünket elfogadjuk, a Siófoki-medence kisvízfolyásokkal szállított terhelését 50-70%-kal, a Szemesi-medencét 30-50%-kal, a Szigligeti medencét 20-30%-kal tekinthetjük alulbecsültnek a rutin eljárás során alkalmazott módszerrel számítva. A tó egészére nézve, az összes vízfolyás eredetű terhelés becslésének hibája – tekintettel arra, hogy a hibák több vízfolyás és hosszabb időszak átlagában kiegyenlítődnek, illetve, hogy a Zala (melynek becslése pontos) közel 50 %-os részesedése csökkenti a hibát – sokéves átlagban 20% alatt marad. Valamely kisvízfolyás egy-egy éves terhelésének meghatározásakor azonban ennél akár egy nagyságrenddel is többet tévedhetünk.

A bemutatott eredmények alapján javaslatokat dolgoztunk ki a Balaton tápanyagterhelésének pontosítását szolgáló monitoring rendszer működtetésére, a jelenlegi rendszer hibáinak javítására. Ezeket a 3. Függelékben adjuk meg.

Az eredményeket összefoglalva, a terhelésbecslés javítására javasolt módszert a 2. tételben megfogalmazva:

2. tétel

A vízfolyások (különösen a változékonny vízjárású kisebb patakok) terhelésének becslésére eljárást dolgoztam ki, melynek alkalmazásával az éves terhelés hibája a hazai, ún. törzshálózati mintavételezésre (26 minta/év) támaszkodó „rutin” számításhoz képest a felére-harmadára csökkenthető. Az eljárás egymást követő lépései:

- (a) a minták rétegzése, azaz a terhelés-lefolyás kapcsolata szempontjából eltérő időszakok elkülönítése, és az árvizek leválasztása a kisvízes időszakokból;*
- (b) a kisvízes időszakokban az alapterhelés számítása az ún. „aránybecslés” módszerével, feltételezve, hogy a vízhozam-terhelés kapcsolat lineáris;*
- (c) a terhelés becslése a nagyvízi körülményekre múltbeli koncentráció-vízhozam észlelések alapján felállított összefüggésekkel (regressziós eljárás és az ún. „skatulya” érthetően? módszer);*
- (d) az eredmények idő és/vagy események szerinti göngyölítése.*

5. SEKÉLY TAVAK P FORGALMA

5.1 A Hídvégi-tó P forgalmának elemzése

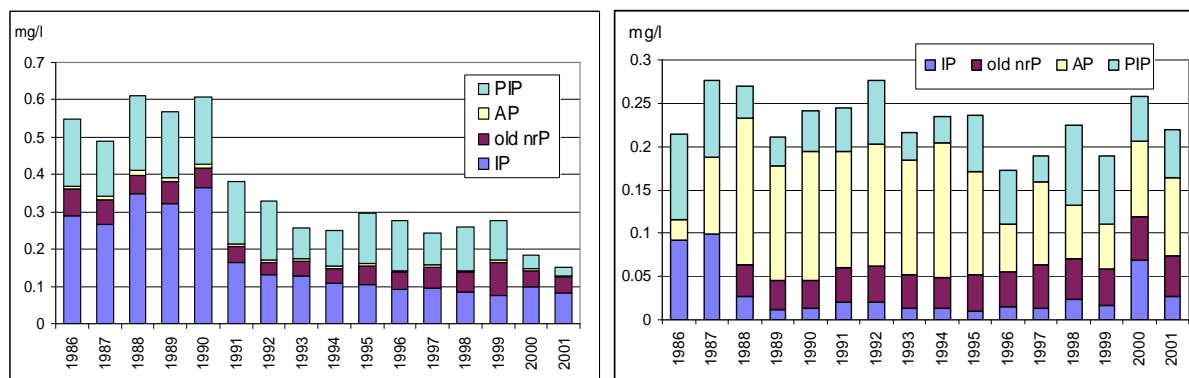
5.1.1 A Hídvégi-tó jellemzése a monitoring adatok alapján

A Hídvégi-tó P forgalmát meghatározó legfontosabb folyamatokat a belépő és elfolyó víz minőségének jellemzői jól tükrözik. A nyolcvanas évek végén a Zala Zalaapátinál átlagosan 0.56 mg/l összes P-t (ÖP) tartalmazott, melyből kb. 0.3 mg/l volt ortofoszfát (PO₄-P). 1991-ben a zalaegerszegi szennyvíztisztító telepen üzembe helyezett szimultán P kicsapatásos technológiának köszönhetően a zalavíz szennyvíz eredetű (elsősorban ORP) terhelése számottevően lecsökkent. Az ORP koncentráció 1992-től átlagosan 0.1 mg/l, az összes P 0.23 mg/l. A szennyvízterhelés drasztikus csökkenése mellett a diffúz eredetű terhelés is csökkent, így az egyes P formák aránya egymáshoz képest nagyjából változatlan maradt. Összességében a tározót érő külső P terhelés az 1986-1991 közötti átlag 88 tonnáról 1992-1999-ben átlag 44 tonnára, azaz közelítőleg a felére csökkent. Az utóbbi rendkívül száraz években a belépő terhelés a 20 tonnát sem érte el (5.1 ábra).

A tározóban a víz átlagosan 1 hónapot tartózkodik. Ez az időtartam, a befolyó víz magas P tartalma, a gyorsan felmelegedő sekély víz és még számos kedvező tényező bőségesen elegendő a planktonikus eutrofizáció kifejlődéséhez. A tározót elhagyó vízben az összes P koncentráció átlagosan 0.23 mg/l, amely (nagyon enyhe csökkentő tendencia mellett) a tározó feltöltése óta számottevően nem változott. A partikulált P (PP) részesedése az összes P-ben 80% körüli, mely elsősorban az algák biomaszájába épülve van jelen. A foszfát (PO₄-P) koncentráció ennek megfelelően – az üzemelés első két évétől eltekintve – többnyire 0.03 mg/l alatt, gyakran a méréshatár közelében volt (átlag 0.016 mg/l). Szintén kivétel az elmúlt három év nyara, amikor a PO₄-P koncentráció a korábbi időszakhoz képest lényegesen magasabbra emelkedett, feltételezhetően az üledék reduktív vá válásának következményeként megugró belső terhelés miatt (Istvánovics, 2002).

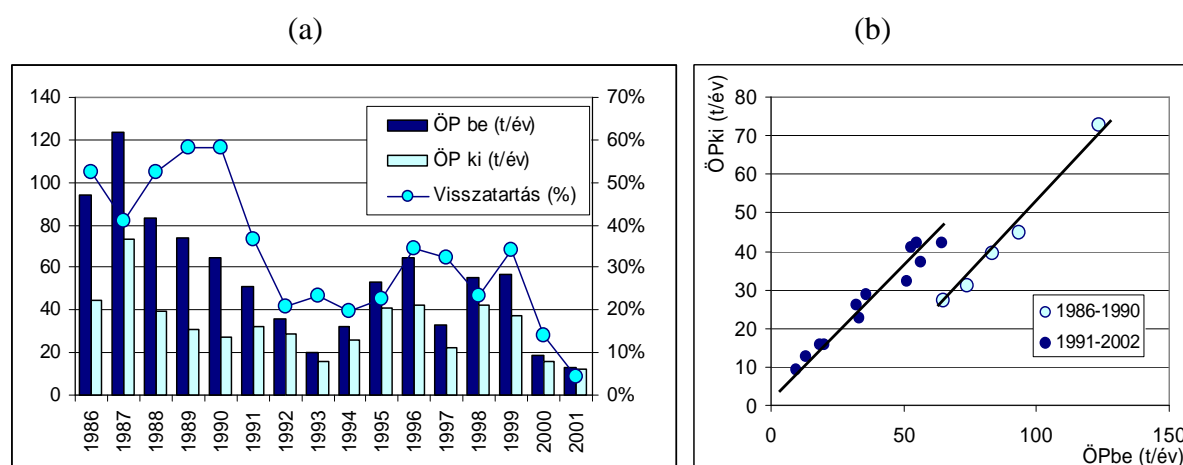
Az alga biomsza mennyiségét jellemző klorofill-a koncentráció alakulásában érdekes tendencia figyelhető meg. Az első két évben a tóból kifolyó víz klorofill koncentrációja még alacsony volt, a trofitás növekedése fokozatosan haladt előre a tározó felső részétől a kifolyó szelvényig (Somlyódy és mtsai, 1997). Ez azzal is magyarázható, hogy a tározónak főleg a déli részét egybefüggő makrofiton állomány (főleg hínárnövényzet) borította, így az algák nem jutottak fényhez (Szilágyi és mtsai, 1990). 1988-tól az alga biomsza a belépést követő gyors növekedés után nagyjából állandó volt. 1988-95 között a tározóból elfolyó vízben az átlag klorofill 135 mg/m³ volt, amely hipertróf állapotot jelent. A külső terhelés hirtelen lecsökkenése 1996-ig látszólag semmilyen változást nem okozott a tározó trofitálásában. Azt követően azonban az alga mennyisége csökkent, és az évenkénti ingadozása nőtt (a hűvösebb

években kevesebb, a száraz és nagyon meleg években több volt), a 72 mg/m^3 -es átlagos klorofill koncentráció azonban még mindig hipertóf állapotot jelent.



5.1 ábra: Az ÖP koncentrációk évi átlaga és különböző P formák közti megoszlása (PO4-P, oldott nem reaktív P, algában tárolt P és szerves formált P) a Hídvégi-tó befolyó (Zalaapáti) és kifolyó (Balatonhídvég) szelvényében

Az a tény, hogy a változó külső terhelés ellenére a kifolyó szelvényben mért ÖP koncentráció többé-kevésbé állandó volt, a foszforeltávolítás hatékonyságának csökkenését is jelenti. A magas külső terhelés időszakában a tározó a beérkező terhelés (átlagban) 53%-át, azt követően már csak 26% tartotta vissza. 1999-et követően a külső terhelés további csökkenése mellett a visszatartás 15% alá esett. A Hídvégi-tó elsődleges funkciója a P eltávolítás, így működését leginkább ez a paraméter minősíti (5.2(a) ábra). Az 5.2(b) ábra a kifolyó ÖP terhelést mutatja a befolyó terhelés függvényében. A kettő között lineáris kapcsolat figyelhető meg, valamint az, hogy a külső terhelés csökkentése előtt és után a pontok két azonos iránytangensű, ám egymáshoz képest eltolt egyenesen helyezkednek el. A két egyenes közti "ugrás" nagysága kb. 20 t/év ami a tározó geometriáját figyelembe véve $\sim 1 \text{ g/m}^2/\text{év}$ belső terhelésnek felel meg (Somlyódy, 1998).



5.2 ábra: A Hídvégi-tó ÖP terhelésének és ÖP visszatartásának időbeli változása (a) és a kifolyó terhelés kapcsolata a befolyóval

Feltett kérdések

A külső terhelés csökkentésére adott válasz – pontosabban a válasz hiánya, azaz a változatlan ÖP koncentráció, amelyet a hirtelen megnövekvő belső terhelés tart fent – nem okoz meglepetést, hiszen ez a szakirodalomból mára már jól ismert körülmény (2. fejezet). A Hídvégi-tóban megfigyelhető jelenségek mégis számos, részben máig is tisztázatlan kérdést vetnek fel: Mi okozza a terhelés–visszatartás lineáris kapcsolatát? Meddig érvényes ez a kapcsolat? Mekkora a belső terhelés, és várható-e, hogy a jövőben csökkenni fog? Előrejelezhető-e a P visszatartás jövőbeli alakulása? Mi az oka a biomassza késleltetve jelentkező csökkenésének, ugyanakkor ezzel egyidejűleg az oldott P növekedésének? A válaszok a P visszatartást előidéző mechanizmusokban keresendők.

5.1.2 Empirikus modellek alkalmazása

Első lépésben az ismert (5.1 fejezet) empirikus modelleket alkalmaztuk. Ezeknek az összefüggéseknek az alapja a tóra felírt éves átlagra felírt összes P mérleg, amelyben a tavat teljesen elkevertnek tekintjük (0D) és permanens állapotot tételezünk fel:

$$L_k - QP - v_s \cdot A \cdot P \cong 0 \quad (5-1)$$

ahol L_k (g/év) a külső P terhelés, Q (m³/év) a vízhozam, P (g/m³) a tóra jellemző éves átlagkoncentráció, A (m²) a tó felülete, és v_s az ún. látszólagos ülepedési sebesség (m/év). Az (5-1) egyenletből a tavi P koncentrációt kifejezve az

$$P = \frac{L_k}{q} \cdot \frac{1}{1 + v_s/q} \quad (5-2)$$

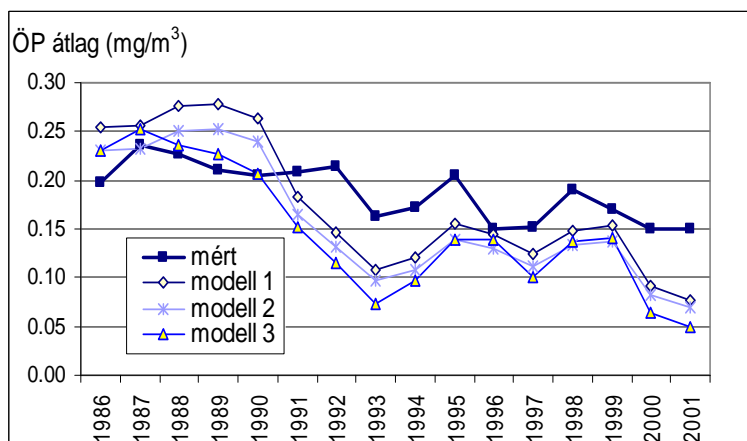
kifejezéshez juthatunk, melyben l_k (g/m²/év) a fajlagos külső terhelést, q (m/év) pedig a hidraulikai terhelést jelenti. A megfigyelések alapján az ülepedési sebesség a tartózkodási idő négyzetgyökével és a hidraulikai terheléssel arányos, sekély tavakra még egy 2-es szorzótényezőt is kap (Vollenweider és Kerekes, 1982, 5.1 fejezet):

$$v_s = q2\sqrt{\tau} = 2\sqrt{qH} . \quad (5-3)$$

Az egyenlet nem dimenzióhelyes, τ (év) a tartózkodási idő, q (m/év) a hidraulikai terhelés, illetve H (m) a vízmélység. (5-3)-et az (5-2)-be helyettesítve született a Vollenweider-féle empirikus összefüggés:

$$P = \frac{L_k}{Q} \cdot \frac{1}{1 + 2\sqrt{\tau}} = \frac{l_k}{q} \cdot \frac{1}{1 + 2\sqrt{\tau}} . \quad (5-4)$$

Az 5.3 ábrán a Hídvégi tóban mért és a tapasztalati összefüggésekkel számított éves átlag összes P koncentrációt mutatjuk be. Az eredeti (sekély tavakra javasolt) modell mellett két hasonló empirikus összefüggést is teszteltünk:



Modell 1: a Vollenweider-modell sekély tavakra ajánlott változata ($v_s = q \cdot 2 \cdot \sqrt{\tau}$), (5-3 egyenlet)

Modell 2: CUWVO-egyenlet:

$$P = 0.933 \cdot \left[\frac{L_k}{Q} \cdot \frac{1}{1 + 2 \cdot \sqrt{\tau}} \right]^{1.02}$$

Modell 3: egyszerű ÖP modell a szakirodalomban "átlagosnak" ajánlott $v_s = 10$ m/év feltételezéssel

5.3 ábra: A Hídvégi-tó átlagos ÖP koncentrációjának számítása empirikus modellekkel

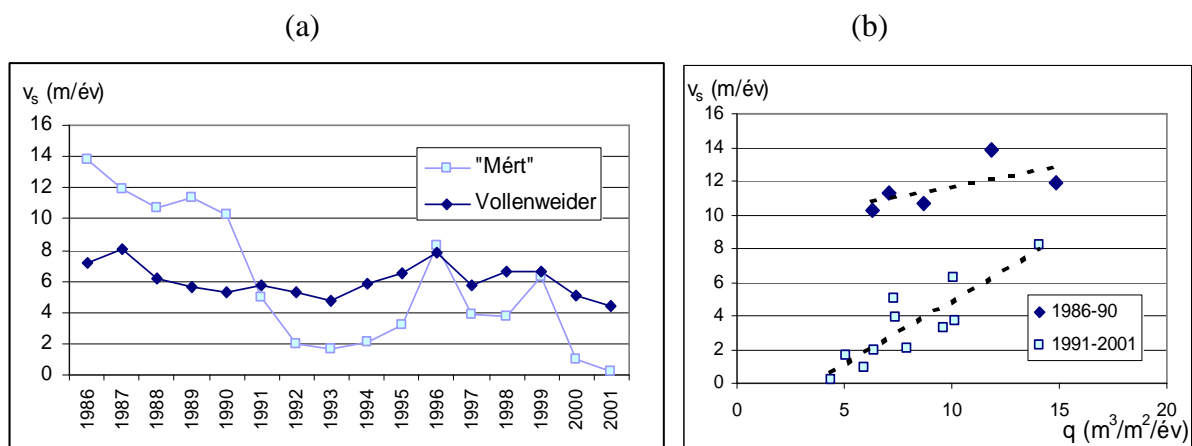
A mért átlagos összes P koncentrációt az empirikus modellek rosszul közelítik. Ez összhangban van azzal a ténnyel, hogy az összefüggést olyan tavakra állították fel, amelyek egyensúlyban voltak a külső terhelésükkel (és a tartózkodási idő a Hídvégi-tóhoz képest nagyobb volt). A beavatkozások utáni időszakban ez nem teljesül, így értelemszerűen a modellek a beavatkozások hatását nem tudják előrejelezni.

A magas külső terhelés időszakában (1991 előtt) a Vollenweider és a CUWVO összefüggések felülbecsülték a mért értékeket, tehát a ténylegesnél kisebb visszatartást eredményeztek. Jobb közelítést adott a $v_s = 10$ m/év feltételezése. 1992 után viszont mindhárom modell a méréseknél alacsonyabb értékeket adott, követve a külső terhelés csökkentését, vagyis a valóságban az ülepedési sebesség – a modellekben feltételezettől eltérően – a külső terhelés szempontjából jellemző két időszakban változott.

Az ülepedési sebesség a mérések ismeretében az összes P mérlegből (5-1) indirekt módon kiszámítható:

$$v_s = \left(\frac{L_k}{q \cdot P} - 1 \right) \cdot q. \quad (5-5)$$

Az ülepedési sebesség időbeli változását az 5.4 (a) ábra mutatja. Az éves ÖP anyagmérleg alapján számított ülepedési sebesség az előzőeknek megfelelően 1991 előtt magasabb, 1992 után (két kivétellel) alacsonyabb a Vollenweider-féle empiriához képest. Tendenciáját tekintve 1986-90 között az irodalmi értékekkel is összhangban 10-14 m/év között változott, átlagosan 11.6 m/év volt. 1991 után a megelőző időszakhoz képest mintegy a negyedére csökkent (1992-1995 átlaga 2.2 m/év), majd azt követően meglehetősen változékonyan alakult. A Vollenweider-modellben használt empirikus összefüggés szerint az ülepedési sebesség a hidraulikai terhelésről függ (5-3 egyenlet). A Hídvégi-tó adataira v_s és q kapcsolatát az 5.4 (b) ábra mutatja.



5.4 ábra: (a) A mérésekből az éves ÖP anyagmérleg alapján meghatározott („mért”) és a Vollenweider modell szerint számított ülepedési sebesség időbeli alakulása; (b) az ülepedési sebesség a hidraulikai terhelés függvényében

A külső terhelés szempontjából jellemző két időszak élesen elkülönül egymástól, és a vízhozamtól való függés a terheléscsökkentést követő időszakban erőteljesebb. A kapcsolat azonban inkább lineáris, mint négyzetgyökös, de a pontok illeszkedése nem olyan jó, hogy ez egyértelműen eldönthető lenne. A két időszakra jellemző eltérő viselkedés a belső terhelés változására utal. A terhelés csökkentését követően a tározó vizének jellemző koncentrációi nem változtak, így feltételezhető, hogy ugyanannyi alga ill. detritusz keletkezett és ülepedett, mint korábban. 1991 előtt a külső terhelés fedezni tudta az algák P szükségletét, azt követően a külső terhelés csökkenésének kompenzálására az üledékből felszabaduló P szolgált tápanyagforrásként. Az ülepedési sebesség tehát nem változott, csak a belső terhelés belépte utáni nettó ülepedés csökkent.

Ha a belső terhelésre vonatkozó hipotézis igaz, az éves ÖP anyagmérleg (5-1) további taggal bővítendő:

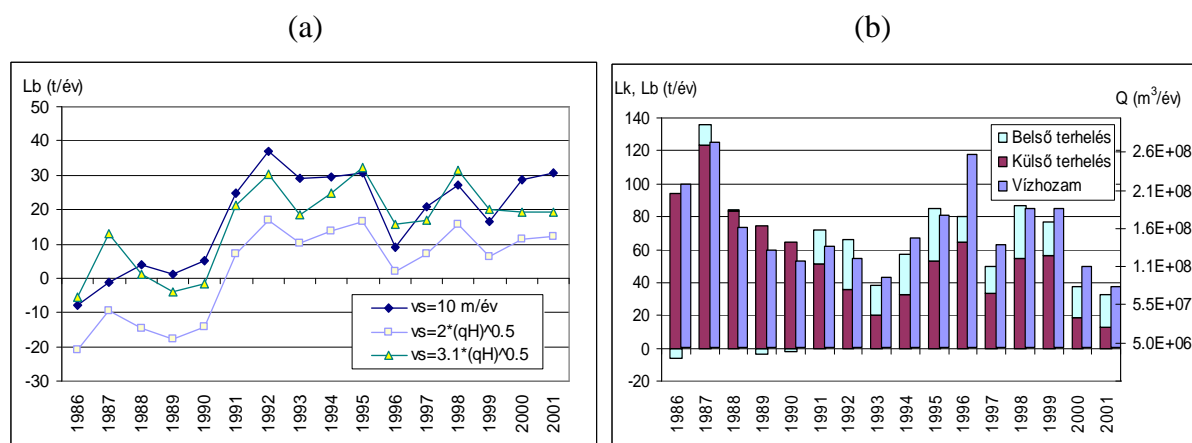
$$L_k - QP - v_s \cdot A \cdot P + L_b \cong 0, \quad (5-6)$$

ahol L_b (g/év) a belső terhelést jelenti (a többi jelölés megegyezik a (5-1)-nél elmondottakkal). Az (5-6) egyenletben így már két ismeretlenünk van: v_s és L_b . Meghatározásukhoz többféle feltételezéssel élhetünk:

- (i) Az 1991 előtt zérusnak tekintett belső terheléssel meghatározott konstans ülepedési sebességet az egész időszakra érvényesnek tekintjük;
- (ii) feltételezzük, hogy elfogadható a $v_s = 2q\sqrt{\tau} = 2\sqrt{qH}$ összefüggés, amelyet az (5-6) egyenletbe helyettesítve számíthatjuk a két időszakra jellemző belső terhelést;
- (iii) mint az előző, csak a sekély tavakra ajánlott $k = 2$ helyett k értékét a terheléscsökkentést megelőző időszak méréseihez illesztjük, feltéve, hogy akkor a belső terhelés zérus volt.

Az (a) esetben az ülepedési sebesség 11.6 m/év-re adódott. A $k = 2$ alkalmazása (b) az ülepedési sebességre átlagosan 6.2 m/év-et, azaz az anyagmérlegből számítottnál jóval kisebb értéket eredményezett. Ezt behelyettesítve az egyenletbe 1991 előtt a belső terhelés negatívra adódik, ami fizikailag az oldott szerves P (PO₄-P) adszorpciójával magyarázható. A (c) változat esetében az (a)-hoz hasonló belső terhelést kapunk, k értékére pedig 3.1 adódik. A látszólagos ülepedési sebességre tett feltevések tehát tendenciájában azonos, abszolút értékben azonban eltérő belső terhelést eredményeznek (5.5 (a) ábra). A belső terhelés a tározó beüzemelését követően alacsony (vagy negatív), majd 1991 után növekszik, 1993-ban eléri a maximumát, és az azutáni években kismértékű csökkenés mellett nagy ingadozást mutat. Mind a dinamika, mind a terhelés nagysága összhangban áll a mérési adatok alapján tett megállapításokkal (Istvánovics, 1997).

Az 5.5 (b) ábra a külső-, és a $k = 3.1$ feltételezéssel számított belső terhelés összegét mutatja. Látható, hogy a belső terhelés a beavatkozások után nagyságrendileg a külső terhelés csökkenésével azonos mértékű, a kettő összege pedig a vízhozam változékonyságának függvényében többé-kevésbé állandó.



5.5 ábra: (a) A belső terhelés alakulása különböző ülepedési sebességek esetén, (b) A külső és belső terhelés összege és a vízhozam éves változása

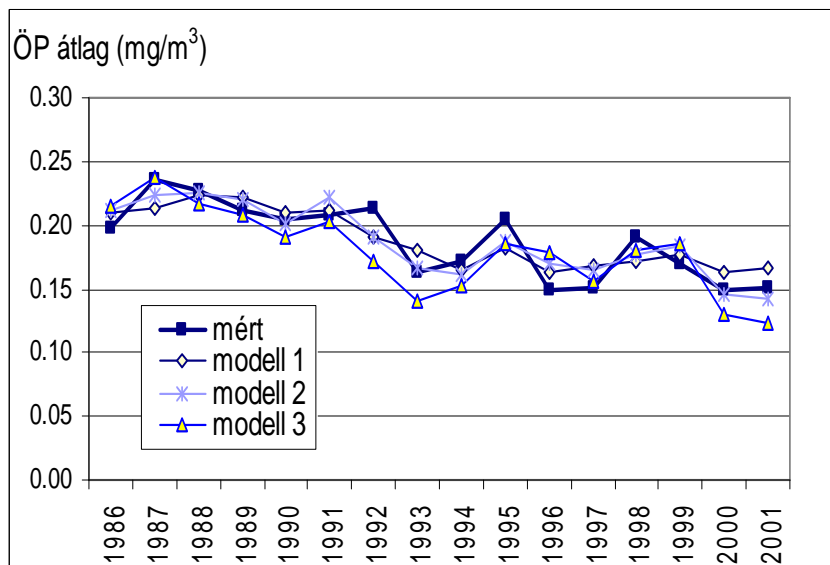
A belső terhelés becslésére a bemutatottak mellett számos egyéb lehetőség is kínálkozik, például az adatok szétválasztása révén (“tél” és “nyár”). Ekkor feltehető, hogy télen a belső terhelés zérus, és az ülepedési sebesség az egész évben megegyezik a téli értékkel (Somlyódy és mtsai, 1997b). Az eredmények jellegükben mindegyik esetben változatlanok maradnak.

A belső terhelés ismeretében tehát az empirikus modellek módosíthatók. Az eredeti Vollenweider-modell kiegészítve a belső terheléssel és a k paraméter bevezetésével:

$$P = \frac{L_k + L_b}{Q} \cdot \frac{1}{1 + k \cdot \sqrt{\tau}} = \frac{l_k + l_b}{q} \cdot \frac{1}{1 + k \cdot \sqrt{\tau}}, \quad (5-7)$$

ahol l_k a külső, l_b pedig a belső terhelést jelenti (g/m²/év).

Ezen megfontolások alapján az empirikus modelleket kalibráltuk a Hídvégi-tóra, azaz a belső terhelést (illetve k értékét, Modell 1) az észlelésekre illesztve „beállítottuk”. Az így kapott eredményeket az 5.6 ábra szemlélteti.



Modell 1:

$$P = \frac{L_k + L_b}{Q} \cdot \frac{1}{1 + k \cdot \sqrt{\tau}}$$

$k=3.1$, L_b (1986-91)=0,
 L_b (92-2001)=22.7 t/év

Modell 2: mint modell 1,

$k=2$, L_b (1986-91)=-15.5,
 L_b (92-2001)=10.9 t/év

Modell 3:

$$P = \frac{L_k + L_b}{Q + v_s A}$$

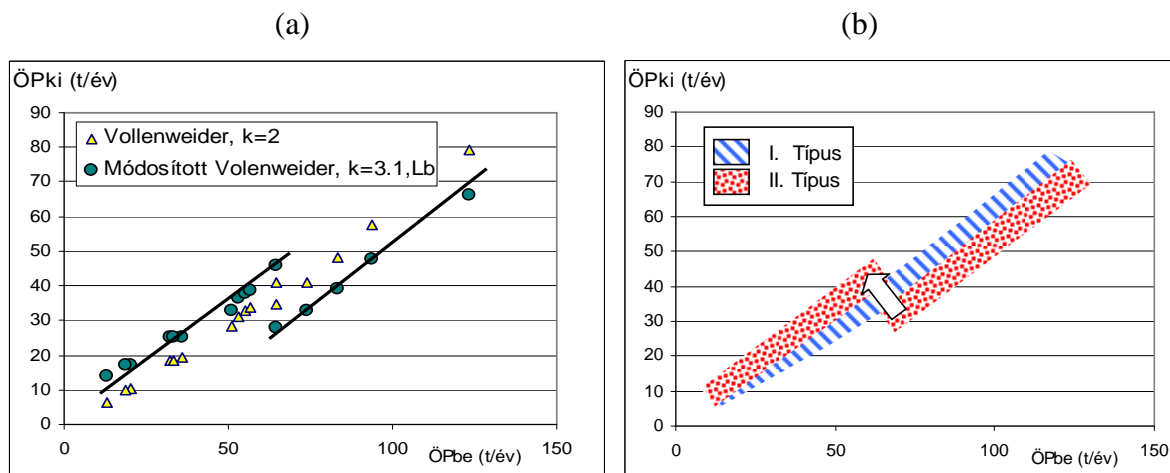
$v_s = 10$ m/év

L_b (1986-91)=0,

L_b (92-2001)=22.7 t/év

5.6 ábra: A belső terheléssel módosított empirikus modellek kalibrálása a Hídvégi-tóra

Az 5.7 ábra az 5.2(b) ábrához hasonlóan a tó külső terhelését és az empirikus modellekkel számított kifolyó ÖP terhelést mutatja. A lineáris kapcsolatot mindkét modelltípus jól tükrözi. A Vollenweider-modell (I. Típus) a két egyenes között helyezkedik el, és fokozatosan „vándorol át” a 92 utáni állapotot jellemző egyenesre. A belső terheléssel módosított összefüggés jól illeszkedik a mérések által meghatározott egyenesekre, tükrözi a rendszer viselkedésének hirtelen változását (II. Típus).



5.7 ábra: (a) Az empirikus modellek eredményeinek összehasonlítása a mérésekre illesztett egyenesekkel, (b) A kapcsolat leírása az egyszerű (empirikus) anyagmérleg modellekkel belső terhelés nélkül (I. Típus) és belső terheléssel (II. Típus)

Az ülepedési sebesség megválasztása szempontjából azonban nincs különbség a modellek között, mindegy, hogy magasabb ülepedési sebesség + belső terhelés, vagy az eredeti empirikus összefüggések szerinti ülepedési sebesség + adszorpció/belső terhelés feltételezéssel élünk, lényeg, hogy a kettő eredő hatásaként az ÖP mérleg teljesüljön. Ez egyben azt is jelenti, hogy az empirikus modellek a belső terhelés felismerésében segítettek, de a rendszer működését meghatározó mechanizmusokról nem adnak információt, hiszen a két paraméter (k és L_b) tetszés szerinti megválasztásával a kalibrálás elvégezhető.

Az egyenesek értelmezése

Térjünk vissza a befolyó-kifolyó terhelés, vagy másképp fogalmazva a terhelés-visszatartás közti lineáris kapcsolathoz. Az

$$L_{ki} = a \cdot L_k + b, \quad (5-8)$$

ahol L_{ki} a tóból kifolyó és L_k a befolyó (külső) terhelés (g/év). Az (5-8) egyenletet felírva az egyenesek paramétereit értelmezhetjük. A két (terheléscsökkentés előtti és utáni) időszakot jellemző közel azonos iránytangens (a , -) állandó ülepedési sebességgel jellemezhető és a külső terheléstől függő kiülepedésre utal. Az eltolás mértékét kifejező konstans, (b , g/év) a külső terheléstől látszólag független, a terheléscsökkentés előtti és utáni időszakokra jellemző belső terhelést jelent. Utóbbi előjele változó, magas külső terhelés idején b értéke negatív (ami adszorpcióra utal), a beavatkozások után pedig pozitív (deszorpció). A mérésekre illesztett egyenesek egyenletének paramétereit a belső terheléssel kiegészített éves ÖP anyagmérleg (5-6) megfelelő átrendezésével kifejezhetők:

$$L_{ki} = L_k - v_s \cdot A \cdot P + L_b = L_k - \frac{v_s}{q} \cdot Q \cdot P + L_b = L_k - \frac{v_s}{q} L_{ki} + L_b = a \cdot L_k + b, \quad (5-9)$$

melyből az iránytangens:

$$a = \frac{1}{1 + \frac{v_s}{q}}, \quad (5-10)$$

és az eltolás mértékét jellemző konstans:

$$b = \frac{1}{1 + \frac{v_s}{q}} L_b = a \cdot L_b, \quad (5-11)$$

ahol a dimenziótlán és b az éves anyagmérleg alapján g/év-ben kifejezett. Az ülepedési sebesség (v_s , m/év) eszerint nem állandó, hanem ahogyan azt az empirikus modellek felállításánál is tapasztalták, a fajlagos hidraulikai terheléstől ($q=Q/A$, m/év) függ. A kapcsolat azonban – ahogy azt az 5.4 (b) ábra is sejtette – lineáris:

$$v_s = q \frac{1-a}{a}, \quad (5-12)$$

Ha az ülepedési sebesség helyébe a $v_s = kq\sqrt{\tau}$ empirikus összefüggést (5-3) behelyettesítjük, az egyenesek paraméterei az alábbiak szerint alakulnak:

$$a = \frac{1}{1+k\sqrt{\tau}}, \text{ és } b = \frac{1}{1+k\sqrt{\tau}} L_b, \quad (5-9)$$

ahol továbbra is a dimenziótlán és b (g/év), de az összefüggés (5-3)-ból adódóan már nem dimenzióhelyes. Az egyenes paramétereinek értéke, a és b akkor lesz konstans, ha a tartózkodási idő és a belső terhelés is állandó. Az előbbi feltétel a vízterek térfogatának állandósága mellett, változó éves vízhozamok esetén nyilvánvalóan nem teljesül. Abban az esetben, ha a tartózkodási idő elegendően rövid, (a Hídvégi-tónál átlagosan 0.13 év) a nevező értékét k értékétől függően csak csekély mértékben változtatja (pl. 1 év alatti tartózkodási idő esetén a értékének a vízhozam természetes változékonyságából adódó eltérése 10% alatt marad). A másik feltétel (b), hogy a belső terhelés közel állandó legyen.

A Vollenweider-modellben tett feltevés (5-3) érvényességét elfogadva a modell módosított változatában (5-6) szereplő állandók, a belső terhelés (L_b) és a tartózkodási idő szorzótényezője (k) a mérésekre illesztett egyenesek paramétereiből meghatározhatók. k (-) értéke az egyenesek iránytangenséből kifejezhető:

$$k = \frac{1-a}{a\sqrt{\tau}}, \quad (5-10)$$

ahol k dimenziótlán, de a tartózkodási idő τ (év). A belső terhelés (L_b , g/év) az egyenesek eltolását jellemző konstansból számítható:

$$L_b = (1+k\sqrt{\tau}) \cdot b. \quad (5-11)$$

Az eredményeket a Hídvégi-tóra alkalmazva a terheléscsökkentést megelőző és az azutáni időszakra illesztett két azonos iránytangensű egyenes jellemzői: $a = 0.62$, $b = -14$ t/év (1986-91) és $b = 4.3$ t/év (1992-2001). Ezekből a Vollenweider-modell k tényezője és a belső terhelés kifejezhető: $k = 1.8$ (azaz alig tér el a sekély tavakra ajánlott $k=2$ értéktől), és $L_b = -22.6$ t/év (1986-91), $L_b = 7.2$ t/év (1992-2001). Eszerint 1991 előtt, a magas külső terhelés időszakában a belső terhelés negatív, vagyis az ülepedés mellett (feltehetően a befolyó közelében) az ORP adszorpciója is jelentős mértékben hozzájárult a P visszatartáshoz. A terhelés csökkenést követően elsődlegesen az adszorpció elmaradásából járó P visszatartás megszűnése okozta a határfok csökkenést, melyhez a most már pozitív belső terhelés is hozzájárult. A befolyó víz közelítőleg állandónak tekinthető foszfát koncentrációja a két jellemző időszakban közelítőleg állandó adszorpciót illetve belső terhelést eredményezett. A jövőben várható P visszatartás előrejelzéséhez, vagy a modell alkalmazhatóságának hasonló sekély tavakra való kiterjesztéséhez a belső terhelést meghatározó folyamatokat jobban meg kell értenünk. Ehhez olyan módszerekre van szükség, mely alkalmas a belső terhelést meghatározó mechanizmusok leírására.

Az empirikus modell alkalmazása a 3. tézis megfogalmazásához vezetett:

3. tézis

A Vollenweider-féle empirikus foszformodellt módosítottam: $P = \frac{L_k + L_b}{Q} \cdot \frac{1}{1 + k \cdot \sqrt{\tau}}$, ahol P (g/m^3) a tavi éves átlagos összes P koncentráció (g/m^3), L_k a külső terhelés (g/év), L_b a belső terhelés (g/év), τ a tartózkodási idő (év), Q a befolyó vízhozam ($\text{m}^3/\text{év}$) és k (-) kalibrálandó paraméter. Felismerve a külső (L_k , g/év) terhelés és a tóból kifolyó éves anyagáramok (L_{ki} , g/év) közötti lineáris kapcsolatot: $L_{ki} = a L_k + b$, a belső terhelést az alábbiak szerint becsültem:

- A modellben a tartózkodási idő négyzetgyökének szorzótényezője – a korábban a sekély tavakra megállapított $k = 2$ feltevés helyett – a mérésekre illesztett egyenes iránytangenséből (a) meghatározható: $k = (1 - a) / (a \sqrt{\tau})$;
- A belső terhelés (L_b) az egyenesek eltolását jellemző konstansból (b , g/év) állapítható meg: $L_b = (1 + k \sqrt{\tau}) \cdot b$, előjele változó lehet, a vizsgált tavakban magas külső terhelés idején negatív („eredő adszorpció”), a beavatkozások után pozitív („deszorpció”) volt.

5.1.3 Dinamikus P forgalmi modellek alkalmazása a Hídvégi-tóra

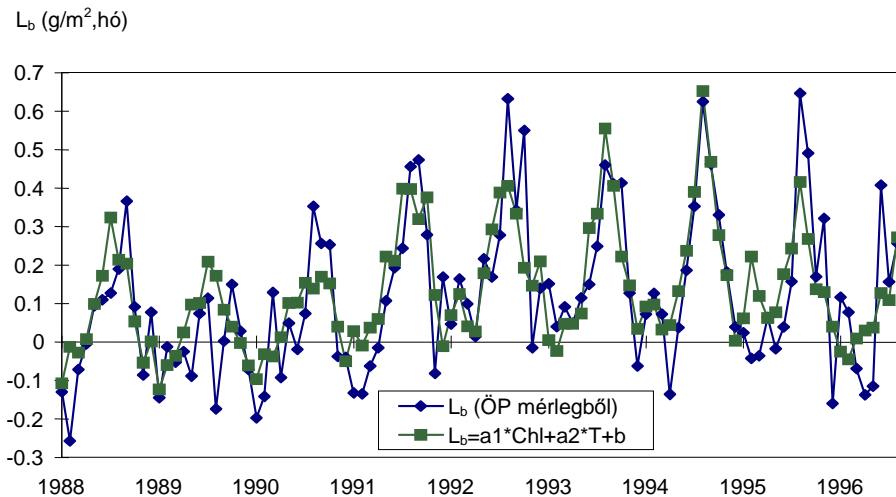
1. lépés: $\ddot{O}P$ modellalkalmazása havi anyagmérlegekre

A belső terhelést tartalmazó $\ddot{O}P$ anyagmérleget az évi átlagok helyett a havi átlagokra is felírva a

$$V \frac{dP}{dt} \approx V \frac{P_1 - P_0}{\Delta T} = L_k - v_s \cdot A \cdot P - Q_{be} \cdot P + L_b \quad (5-12)$$

egyenletet oldottuk meg, ahol P_1 az előző, P_0 az aktuális havi átlagkoncentráció (g/m^3), V a tározó térfogata (m^3), L_k a külső terhelés (g/hó), L_b a belső terhelés (g/hó), Q_{be} a befolyó vízhozam ($\text{m}^3/\text{hó}$), v_s az ülepedési sebesség (m/hó) és A a tó felülete (m^2). Az éves átlagok alapján tett megállapításokból következően az ülepedési sebességre itt az előzőek alapján $v_s = 1.8 \cdot q \cdot \sqrt{\tau}$ feltételezéssel éltünk, és a mérési eredményekből a belső terhelést számítottuk (5.8 ábra). Az eredmények a belső terhelés szezonális dinamikáját mutatják, amely jellegében a hőmérsékletet és/vagy a klorofill koncentrációt jól követi. Ezt regressziós úton is teszteltük (5.8 ábra).

A változás jellege a teljes időszakban azonos, azzal a különbséggel, hogy a külső terhelés csökkenését követően a belső terhelés pozitív irányba “tolódott el”. Belső terhelés 1991 előtt is volt nyáron, télen azonban ez negatív (az üledék P -t adszorbeál). A terhelés csökkentését követően a nyári belső terhelés maximumok általában magasabbak, mint korábban, és az üledék a vegetációs perióduson kívül is ad le P -t.

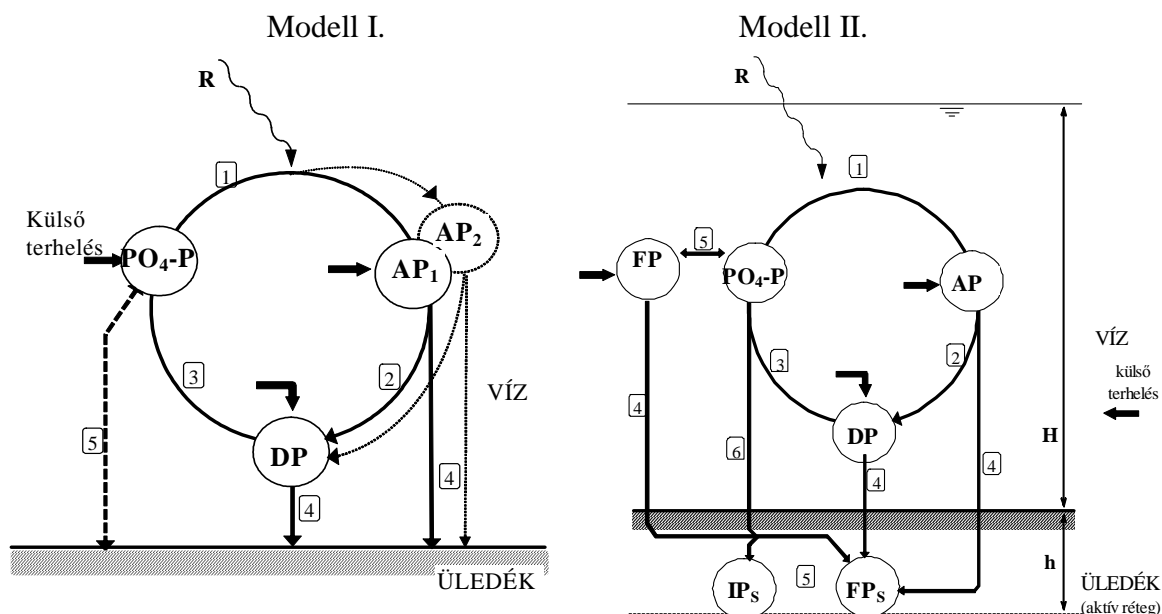


5.8 ábra: ÖP anyagmérlegből konstans ülepedési sebességgel becsült és a regresszió számítással kapott ($L_b = a_1 \cdot \text{Chl} + a_2 \cdot T + b$) belső terhelés

Az eredmények azt sugallják, hogy a belső terhelés valamilyen módon az algák szaporodása által vezérelt folyamatok eredményeként jön létre. Az üledék viselkedésére vonatkozó szorpciós mechanizusból kiindulva erre találhatunk magyarázatot. Az algák a vízben rendelkezésre álló $\text{PO}_4\text{-P}$ -t mindaddig felveszik, míg szaporodásukat a fény vagy a hőmérséklet nem korlátozza, miközben az ortofoszfát koncentrációt a szorpciós egyensúlyi érték alá szorítják. Minél nagyobb a produkció, annál erőteljesebb a foszfor deszorpciója. Ha a külső terhelés az egyensúlyi értéknél magasabb foszfát koncentrációt hoz létre, algamentes időszakokban az üledék P-t adszorbeált. Természetesen a folyamatok korántsem ilyen egyszerűek. A produktions időszak alatt az üledékbe jutó detritusz növeli az üledékben levő mozgékony P mennyiségét, a detritusz mineralizációja révén keletkező oldott P pedig a pórusvíz koncentrációját. A P a pórusvízből diffúzió révén, a felkeveredő üledékszemcsék felületéről pedig deszorpció révén kerülhet a víztérbe. A belső terhelést az abiotikus és biotikus folyamatok egyaránt befolyásolják, melyek szerepének tisztázásához olyan dinamikus modell felállítására van szükség, amely le tudja írni a különböző P formák szezonális, vagy rövidebb idejű változását, és tartalmazza az üledék viselkedését meghatározó alapvetőbb ismereteket is.

2. lépés: A Kis-Balaton felülvizsgálata során alkalmazott P forgalmi modellek

A Kis-Balaton Alsó-Tározó felülvizsgálata keretében két modellváltozatot (Modell I. és Modell II.) dolgoztunk ki a Hídvégi-tó P forgalmának leírására, majd alkalmaztuk azokat a majdan elárasztásra kerülő Fenéki-tó P visszatartásának előrejelzésére (Somlyódy és mtsai, 1997b, Clement és mtsai, 1998). A modellek felépítésénél (5.9 ábra) és a paraméterek beállításánál elsősorban a Balatonra szerzett korábbi tapasztalatokra támaszkodtunk (Somlyódy és van Straten 1986).



5.9 ábra: A dinamikus P körforgási modellek felépítése

Jelölések: AP₁, AP₂ téli és nyári alga, DP detritusz P, PO₄-P - oldott szervesetlen P, FP - formált szervesetlen P, FP_s - formált P az üledékben, IP_s oldott P az üledékben; 1 - szaporodás, 2 - pusztulás, 3 - mineralizálódás, 4 - ülepedés, 5 - adszorpció-deszorpció, 6 - diffúzió (R az összes sugárzásra utal)

A modellekben az alábbi feltevésekkel éltünk:

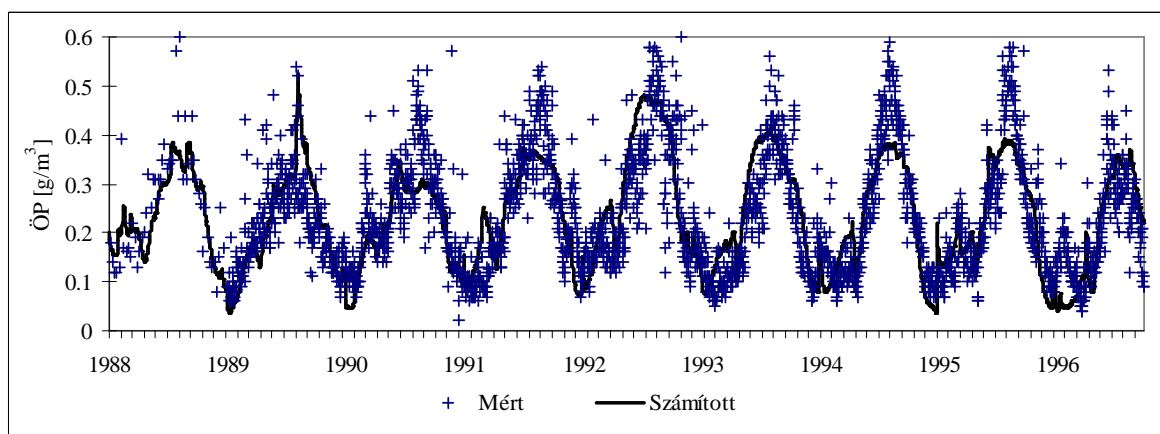
- (i) A tavat teljesen elkevert reaktornak tekintettük, ami sekély, a szél felkeveredő hatásának kitett tónál elfogadható közelítés;
- (ii) A modell alapját az egyszerű ÖP anyagmérleg képezi, amelyet a körforgást jellemző P frakciókra írunk fel. Az anyagmérleg egyenletek az állapotváltozók közötti átalakulási folyamatoknak megfelelő nem-lineáris kinetikai tagokkal egészülnek ki, azonban azok összege anyagmegmaradási okok miatt ($\text{ÖP} = \text{PO}_4\text{-P} + \text{AP} + \text{DP} + \text{FP}$, a rövidítések magyarázata az 5.9 ábrán láthatók) az ÖP modellhez hasonló egyenlethez vezet, azzal a különbséggel, hogy az eltávolítást és az üledékből történő leadást leíró tagok részletesebbek;
- (iii) A modellek felállításánál eltekintettünk az algaszaporodás nitrogén függőségétől, tekintettel arra, hogy egyrészt a nagy nitrát terhelés, másrészt az esetleges N kötés miatt a N nem limitáló elem a Hídvégi-tóban. Nem foglalkoztunk a zooplanktonnal sem, feltételezve, hogy anyagforgalmi szerepük nem jelentős;
- (iv) A rendelkezésre álló adatok lehetővé tették, hogy a modell bemeneti függvényeit napi időléptékben adjuk meg. Azoknál a komponenseknél, ahol "csak" heti mérések vannak, a napi bemeneteket lineáris interpolációval határoztuk meg.

A modellek leírása és az eredmények megtalálhatók a Kis-Balaton felülvizsgálata keretében készült kutatási jelentésekben és publikációkban (Somlyódy és mtsai, 1997, Clement és mtsai, 1997, Clement és mtsai, 1998), az alábbiakban az csak a végeredmény szempontjából fontos részleteket és a saját eredményeket mutatom be.

A két modell közül az I. Modell megkülönböztet “nyári” és “téli” algát, az üledék-víztér kapcsolatát azonban nagyon leegyszerűsített módon kezeli. Ennek lényege, hogy a belső terhelést az üledék és a víztér között feltételezett hipotetikus egyensúlyi koncentráció (P_e) szabályozza: $L_b = k (PO_4\text{-P} - P_e)$, k az adszorpció/deszorpció sebességét jellemző állandó (1/nap) (van Straten, 1986).

A II. Modellben csak egyetlen alga található (miután a dinamika leírása így is kielégítőnek bizonyult), de az I. Modellen túl tartalmazza a Lijklema-féle üledék keveredési almodellt (Lijklema, 1986, 3.2 fejezet). Ezáltal a modell „memóriával” rendelkezik és így alkalmas a terhelésváltozás okozta visszacsatolások és a hosszabbtávú hatások becslésére. Az egyensúlyi koncentráció nem állandó, hanem a pórusvíz koncentrációja és az üledék P tartalma közötti kapcsolatot leíró izoterma szerint alakul (lásd később az 5.11 ábrát és a hozzá fűzött magyarázatot).

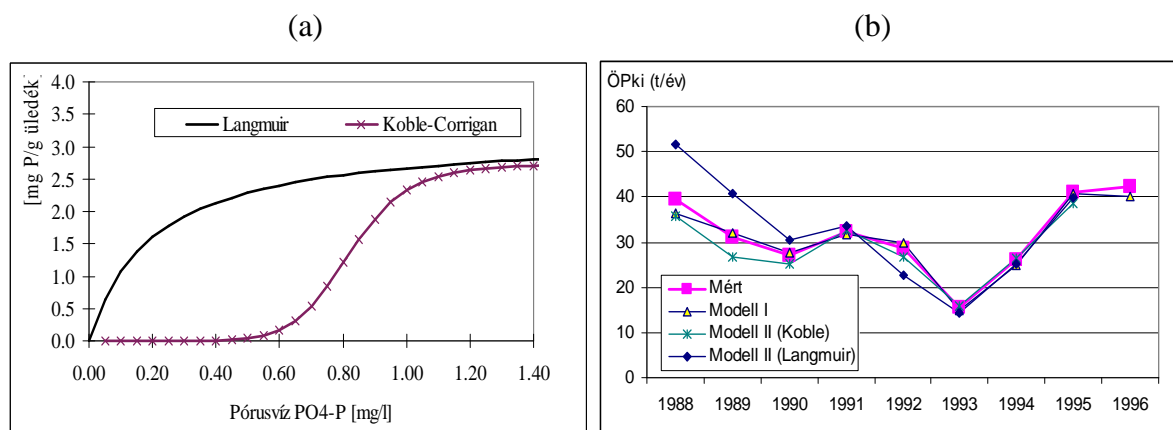
A modellek kalibrálásához a Hídvégi szelvényben rendelkezésre álló ÖP, $PO_4\text{-P}$ és klorofill-a adatokat használtuk. Az elemzéseket a szokásos módon végeztük el: bizonyos éveket választottunk a kalibrálás, majd attól függetleneket az igazolás céljára. Az I. Modell eredményét az 5.10 ábra szemlélteti. Látható az általánosan jó egyezés (amely érvényes a többi komponensre is) és az, hogy a modell a nyári csúcsokat és a rövidebb távú, gyors változásokat – összhangban az irodalmi tapasztalatokkal – nem képes “pontosan” leírni. Az éves ÖP visszatartást azonban a modell jól visszaadja (5.11(b) ábra). A II. Modell eredményeit tekintve ugyanezek mondhatók el.



5.10 ábra: P forgalmi modell (Modell I) kalibrálása a Hídvégi-tó napi ÖP koncentráció méréseire

A mérésekkel való jó egyezés eléréséhez azonban mindkét modellnél engedményeket kellett tennünk. Az I. Modellnél az “eredő” szorpciót leíró anyagátadási tényező kismértékű változtatására volt szükség, amelyet az üledék túlzottan leegyszerűsített figyelembe vételével indokoltunk. Enélkül a külső terhelés drasztikus változását a modell nem volt képes leírni.

A II. Modellnél a Monte Carlo módszerrel alapuló kalibrálási módszer (Koncsos, 1994) ugyan stabil paraméterekhez, azonban egy inflexiós pontot tartalmazó speciális izotermához, a Langmuir egyenlet általánosításaként ismert Koble-Corrigan egyenlethez vezetett (5.11(a) ábra), melynek előrejelzésre való alkalmazása és az Alsó-Tározóra való átvihetősége kérdésesnek tűnt (Somlyódy, 1998). A Langmuir típusú izotermával, állandó paraméterek mellett azonban csak gyengén tudta tükrözni a tározó viselkedését (5.11 (b) ábra).



5.11 ábra: (a) A II. Modellben használt szorpciós izotermák; (b) A Hídvégi-tó kifolyójánál mért és a P forgalmi modellekkel számított ÖP terhelés

A felmerült bizonytalanságok miatt visszatértünk az adatok elemzéséhez, amelyhez most már a Hídvégi-tó belső pontjain (általában heti gyakorisággal) végzett mérések eredményeit is felhasználtuk (NyuDuVizig KÜM). Az adatok azt mutatták, hogy a P formák koncentrációja a tározó hossza mentén jelentősen változik. A lebegőanyag és ezzel együtt a szerves formált P nagyrésze a belépést követően a tározó legfelső 6 km²-es területén („nyakrészben”) gyorsan kiülepszik, és csökken a PO4-P koncentrációja. Feltételeztük, hogy a magas külső terhelés idején a felső tározórészben a P eltávolításhoz a PO4-P adszorpciója is számottevő mértékben hozzájárult, ami elsősorban a megváltozott kémiai környezetbe lépő zalavízből történő CaCO₃ kiválás eredményeként jöhet létre. Ezt később Istvánovics és Somlyódy (1999) anyagmérleg elvű elemzése is igazolták. Hosszirányban haladva a foszfát koncentráció fokozatosan csökken és növekszik a klorofill mennyisége, egészen közelítőleg a tározó felső harmadáig (Jos, 1996). Az alsó tározótérekben az algák szerepe válik meghatározóvá. Azaz a tározót a P forgalom szempontjából térben eltérő folyamatok jellemzik. A külső terhelés csökkentése leginkább a tározó legfelső részében okozott változást: csökkent a szerves formált P ülepedés és megszűnt a foszfát adszorpciója.

3. lépés: A tározó szegmentálása

Mindezeket figyelembe véve nyilvánvaló, hogy az a kezdeti feltevés, miszerint a tározót teljesen elkevert reaktornak tekintettük, nem volt helytálló, hisz a modell így képtelen a

hosszirányú változások figyelembe vételére. Hasonló következtetéshez jutunk, ha a reaktorok számát a tározó 2D hidrodinamikai modelljéből levezetett diszperziós tényező alapján (2-4 medence) határozzuk meg⁷ (Rátky, 1997, Somlyódy, 1998). Az I. Modellben tehát nem a túlságosan leegyszerűsített belső terhelés számítás vezetett az instabil paraméterekhez, hanem a diszperzió túlbecslése. Ugyanezen okból a II. Modell ugrásszerű változást jelző izotermája a hosszmenti változások elhanyagolását kompenzálta. Ezt követően a tározót a nyakrész levágásával két medencére bontottuk (Clement és mtsai, 1998). Az így elvégzett kalibráció a feltevésünk eredményeként született Langmuir-típusú izotermához hasonlót eredményezett, miközben az 1988-1996 közötti időszak ÖP visszatartását is jól leírta.

Az 1997-ben készített előrejelzés (Somlyódy és mtsai, 1997b és Clement és mtsai, 1998) óta eltelt évek (1997-2002) mérési adatai szerint a Hídvégi-tó ÖP visszatartása a vártnál kedvezőtlenebbül alakult. Ez részben azzal is indokolható, hogy az elmúlt években a Zala alacsony vízhozama miatt a külső terhelés a modellben feltételezettnél is jobban csökkent, ami nagyon alacsony P visszatartással párosult. Valószínűsíthető, hogy a tározó alsó részén az üledék megújulása és az egyensúlyi koncentráció változása lassabb a felülvizsgálatkor kalibrált modellben feltételezetthez képest. A tavon végzett megfigyelések arra utalnak, hogy az utóbbi időszakban a tározó viselkedése megváltozott, az üledék redukttá vált és hatása a vízminőségre a korábbiakhoz képest növekedett (Szilágyi, 2002, Istvánovics, 2003).

Az eddig elmondottak alapján további kérdéseket tehetünk fel: A többféle válasz és a számtalan bizonytalanság mellett lehet-e általánosítható következtetést levonni a Hídvégi-tóhoz hasonló sekély, hipertóf tavak viselkedéséről, az abiotikus és biotikus folyamatok P eltávolításban betöltött szerepéről? Mennyiben segít ehhez hozzá a modellezés? Milyen mértékig célszerű egy előrejelzésre alkalmas modellt leegyszerűsíteni és mi az, amit mindenképpen figyelembe kell venni?

4. lépés: A hosszú-távú változások előrejelzésére alkalmas modellstruktúra kialakítása

A Hídvégi-tó modellezésének tapasztalatai szerint a P visszatartás szempontjából meghatározó folyamatok időbeli változásának leírásához két dologra volt szükség: az üledék megújulásának figyelembe vételére (üledék almodell) és a térbeli felbontásra. A hosszú távú viselkedésben fontos szerepe van az üledék és a víztér közötti egyensúlynak (2. fejezet, Boström és mtsai, 1982, Golterman, 1984, Lijklema, 1994). Előrejelzésre a dinamikus modellek közül csak a „memóriával” rendelkezők képesek (Lijklema, 1986). A modellezés általános alapszabálya, hogy a jelenségek mögött álló folyamatokat olyan mértékig

⁷ A szükséges térbeli felbontást a hidrodinamikai és transzport folyamatok biokémiai átalakulások sebességéhez való viszonya határozza meg (Somlyódy és van Sraten, 1986). Hosszanti átfolyású tavak esetében a konvekció és a diszperzió együttes hatását sorba kapcsolt reaktorokkal helyettesítjük. A szükséges reaktorokszám a Peclet-szám meghatározásával a rendszer diszperziós jellemzőinek függvényében becsülhető (Shanahan és Harleman, 1986).

egyszerűsítsük, hogy az állapot változók és azok kapcsolatát leíró összefüggések paraméterei mérés vagy más következtetés útján meghatározhatók legyenek (Jolánkai, 1999). Mivel a legtöbb esetben az üledékről sokkal kevesebb információ áll rendelkezésre, mint a víztérről, az üledékmodell kalibrálása gyakran – még az átlagosnál lényegesen jobban kutatott Kis-Balaton esetében is – nehézségekbe ütközik.

A Hídvégi-tó üledékének összetételét, szorpciós tulajdonságait, a pórusvíz P tartalmát sokan vizsgálták (Pomogyi és Koskán 1996, Koskán, 2001, Istvánovics, 1996-2002, Istvánovics, 2003) az üledék nagyfokú heterogenitása miatt azonban az eredmények csak kellő óvatossággal terjeszthetők ki az egész tóra. A laboratóriumi körülmények között kimért szorpciós izoterma paraméterei (Istvánovics, 1989, 1994) térben, időben és a környezeti tényezők függvényében is változnak. Szintén csak közelítésekkel élhetünk az aktív réteg vastagságának és megújulás sebességének meghatározásakor. Istvánovics és Somlyódy (1998) a Hídvégi-tóban vett üledékminták kalcium, szervesanyag és tápanyag tartalmának változását és 3-4 mm-es átlagos éves kiülepedést figyelembe véve a tározóra átlagosan 3.5 cm-es aktív réteget számított, azonban ez térben és időben is változik.

A terheléscsökkentés hatásának lényegét – azaz, hogy az üledék csak lassan képes követni a víztérben lejátszódó gyors változásokat – az aktív réteg feltételezésén alapuló keveredési modellel jól tudjuk közelíteni (Lijklema, 1996). Az üledékből a P a pórusvízből történő diffúziós leadással, valamint a felkeveredéskor bekövetkező deszorpcióval juthat a vízbe. Az olyan sekély, szél hatásának kitett tavakban, mint a Kis-Balaton nyíltvizű Felső Tározója, az üledék gyakori felkeveredése miatt az utóbbi jelentősége lényegesen nagyobb. A múltbeli terhelések hatása, azaz a visszacsatolás az adszorpciós tulajdonságot jellemző izotermán keresztül érvényesül, mely az üledék lassú átalakulásának függvényében meghatározza a belső terhelés alakulását „szabályozó” egyensúlyi koncentrációt.

Az egyensúlyi koncentrációt többféle módon értelmezhetjük (Lijklema, 1982, 2. fejezet). A II. Modellben alkalmazott, a valós folyamatokhoz közelebb álló megközelítés az üledékben és a vízben lejátszódó szorpciós mechanizmusok külön kezelése. Előbbit az üledék és a pórusvíz, utóbbit a vízben lévő oldott P és a szervesanyag formált P közötti szorpciós egyensúly szabályozza. A két közeg a diffúzió, valamint az üledék felkeveredése és a lebegő anyag kiülepedés révén kerül kapcsolatba egymással. Lényegében ezt használtuk a Hídvégi-tóra kalibrált II. Modellben, azzal a különbséggel, hogy a felkeveredést nem vettük külön figyelembe. A belső terhelés így egyedül a diffúzióból származott.

Egyszerűbb megközelítésben jellemezhetjük az üledék és víztér kapcsolatát egyetlen szorpciós izotermával is. Ekkor azt feltételezzük, hogy a P leadása vagy adszorpciója a felette lévő víz oldott P tartalmának valamely feltételezett (hipotetikus) egyensúlyi koncentrációtól

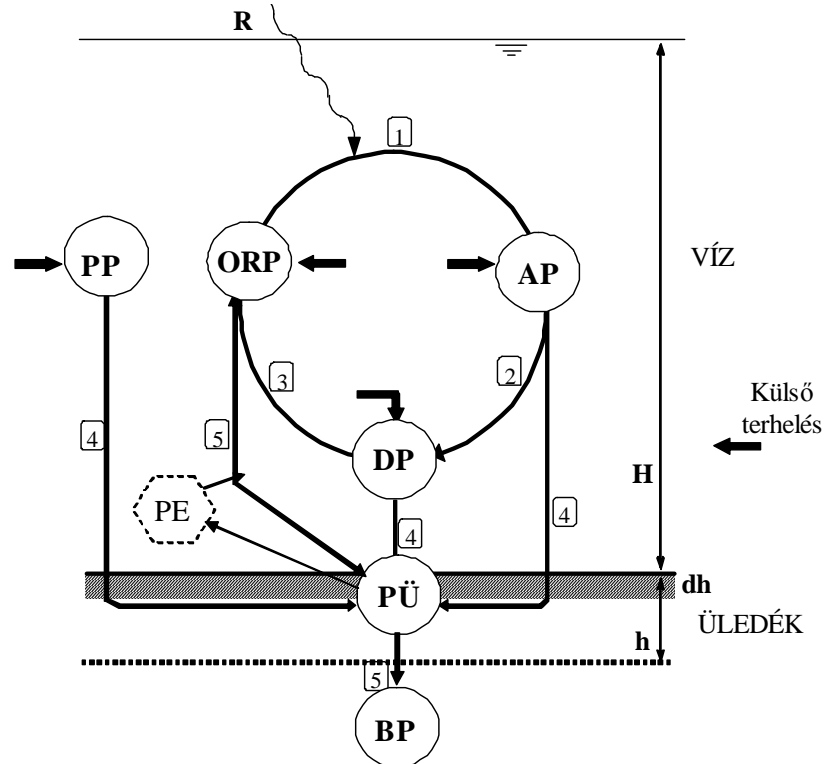
való eltérése szabályozza (Golterman, 1984). Ezáltal az I. Modell kibővített változatához jutunk, annyi kiegészítéssel, hogy állandó helyett az üledék P tartalmától függő egyensúlyi koncentrációt vezetünk be (5.12 ábra). Az egyensúlytól való eltérés adja meg a folyamat irányát (P leadás, azaz deszorpció vagy adszorpció). A modellben nem szerepel a diffúzió, továbbá a felkeveredés mögött álló fizikai mechanizmusok leírását is figyelmen kívül hagyjuk. Ha célunk a hosszútávú változások nyomonkövetése, az időléptéket elegendő úgy megválasztani, hogy az csak a felkeveredés aggregált hatását tartalmazza. Azonban fontos megjegyezni, hogy sekély tavakban a felkeveredés nemcsak a vízbéli szorpció/deszorpciót, hanem a fényviszonyokat (és azon keresztül az algák szaporodását) is nagymértékben befolyásolja. Ennek figyelembe vétele azonban szintén csak a rövid idejű változások szimulációjánál érdekes (Somlyódy és Koncsos, 1991).

Az egyszerűsítések eredményeként kapott, a beavatkozások hatásának leírására alkalmas modellstruktúrát az 5.12 ábra mutatja. A Hídvégi-tóra alkalmazva a korábbi két tározórész helyett három, a P visszatartás szempontjából eltérően viselkedő medencét („nyakrész” (KB1): 0.6 km², középső rész (KB2): 6 km², alsó rész (KB3): 12.4 km²) különítettünk el, és a tó eddigi működésének teljes időszakára (1986-2002) alkalmaztuk. A tározó térbeli felbontását – a NyuDuVIZIG észlelési (monitoring) pontjainak elhelyezkedése adta lehetőségek között – Istvánovics és Somlyódy (1999) elemzéseinek eredményeire támaszkodva választottuk meg.

Az üledék és a víztér közötti egyensúlyt jellemző szorpció-s izoterma alakjának meghatározásához az alábbi feltevések vezettek: (i) az üledék P tartalmának változása a mért ÖP visszatartásból, az üledékképződés becslése alapján számítható; (ii) a vízben mért PO₄-P koncentráció közelítőleg az egyensúlyi állapotnak felel meg (Istvánovics, 1998). Ez akkor igaz, ha a deszorpció sebessége nagyságrendileg azonos az algák P felvételével, ami az intenzív felkeveredéssel jellemezhető sekély tavakban elképzelhető. A feltevést igazolja, hogy Istvánovics (1998) vizsgálatai szerint a szorpció-s kísérletekből meghatározott egyensúlyi koncentráció térbeli változása jól közelíti a mért PO₄-P koncentrációt.

A modellben használt Langmuir típusú izoterma paraméterei a kalibrálás eredményeként adódtak (4. Függelék). Kezdeti értéként a Tározó feltöltését megelőzően az eredeti talaj jellemző, mért foszfortartalmát (Istvánovics és Somlyódy, 1998) használtuk. A korábbi II. Modellben használt izotermától annyiban tér el, hogy az üledék nem a pórusvízzel, hanem a felette lévő vízzel, így a pórusvíz jellemző koncentráció tartományához képest kb. egy nagyságrenddel alacsonyabb koncentrációval tart egyensúlyt. Az egyes tározóterekben eltérő mértékű kiülepedés miatt az üledékképződés sebessége nem azonos. d_h értékét a lebegőanyag terhelésből és a karbonát kiválásból számított éves anyagmérlegek alapján becsültük (1.5,

0.35 és 0.2 cm az I, II. és III. medencékben), az aktív réteg vastagságát pedig a kalibrálás eredményeként kaptuk (4. Függelék).

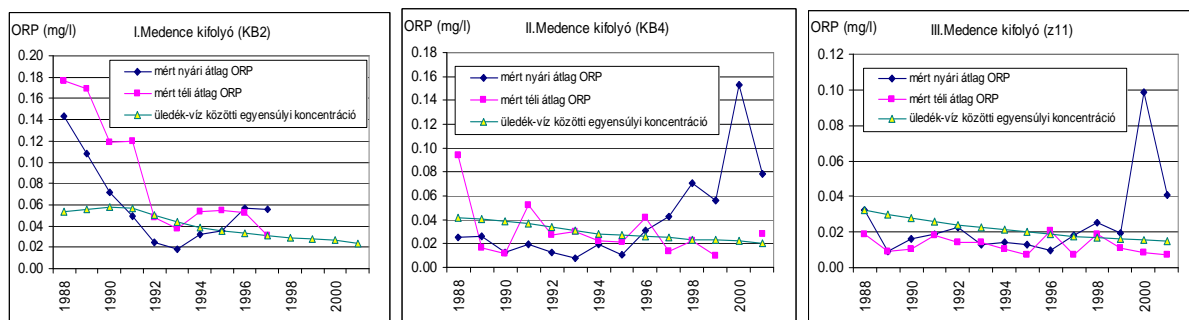


5.12 ábra: A hosszútávú vízminőségváltozás leírására alkalmas modell felépítése

Jelölések: AP- alga P, DP - detritusz P, ORP - oldott szerves P, PP - formált szerves P, SP - formált P az üledékben, BP – eltemetődött P; 1 - szaporodás, 2 - pusztulás, 3 - mineralizálódás, 4 - ülededés, 5 - adszorpció-deszorpció; PE a víz és az üledék közötti egyensúlyi koncentráció, h – aktív réteg az üledékben, dh – éves kiülepedés

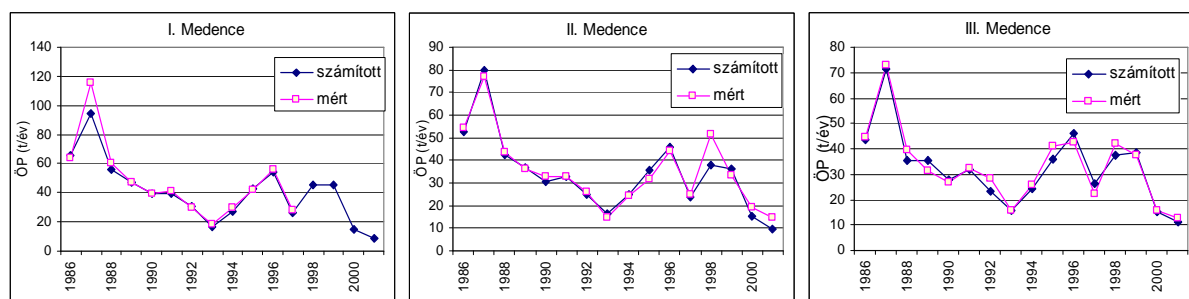
Az üledék mért P tartalma nem vezethető le az éves anyagmérleg számításokból, ennek megfelelően a modell is rosszul tükrözi azt. A mérések szerint az üledék P tartalma sem időbeli, sem térbeli szisztematikus változást nem mutat. Az eltérést az sem magyarázza kielégítően, hogy a mintavételi módszereket a tározó működése során több alkalommal is változtatták (Istvánovics, 1998), ugyanis az üledék összetételének változása a P-ral ellentétben CaCO_3 esetében nagyon jól közelíthető a Lijklema-féle üledékmodellel (Istvánovics és Somlyódy, 1998). A tározóban megfigyelhető intenzív karbonát kiválás az üledék mésztartalmának fokozatos növekedéséhez vezet, ami a szorpció tulajdonságot javítja. Ezért az egyensúlyi koncentráció csökkenését a CaCO_3 arány emelkedése is magyarázza. Ez összhangban áll azzal, hogy a P eltávolításban fontos szerepe van a kicsapódó mésznek. Az egyensúlyi koncentrációt az üledék CaCO_3 tartalmának a függvényében ábrázolva is izotermához hasonló jellegű összefüggéshez jutunk (Istvánovics, 1998). Valójában a tározót nem egy, hanem több, időben és térben is változó izoterma jellemzi, melyben a kalcium arányának növekedésével az adszorpció kapacitása növekszik, ami az egyensúlyt csökkenő irányba tolja el.

Az izoterma állandói és még sok más, fizikai értelemmel bíró, de mérésekkel közvetlenül meg nem határozható érték, a modellben kalibrálandó paraméterként jelenik meg. Tanácsos, hogy a modell alkalmazásakor a szimulált állapotváltozók illeszkedése mellett további ellenőrzési pontokat is beiktassunk. Így például az éves kiülepedés becsülhető a lebegőanyag visszatartásból, a víz oldott P tartalma pedig többé-kevésbé (pl. algamentes időszakokban) jól közelíti az egyensúlyi koncentrációt (5.13 ábra)⁸.



5.13 ábra: A dinamikus modellel meghatározott egyensúlyi koncentráció és a három tározótérben mért nyári és téli átlagos PO₄-P koncentráció

Az eredmények azt igazolták, hogy a modell – az egyszerűsített üledék-belső terhelés leírás ellenére – kielégítően követi a tározó P visszatartásának hosszú távú alakulását. Az 5.14 ábra a medencékből kifolyó P terhelés éves változását mutatja. A kalibrálás eredményeként beállított paraméterek értékeit a 4. Függelék tartalmazza.

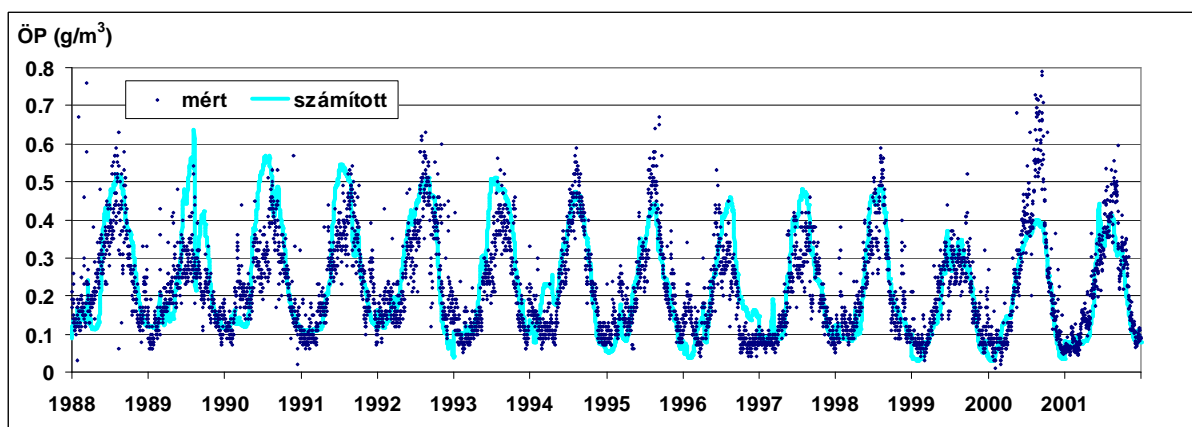


5.14. ábra: A Hídvégi-tó három tározótéréből kifolyó ÖP terhelés (mérés és a kalibrált dinamikus modell eredményei)

A modell a szezonális változásokat az elvárásoknak megfelelően közelíti (5.15 ábra, 4. függelék). Az utóbbi években megfigyelt nyári többlet P felszabadulást azonban nem tudja leírni, mivel a nyári időszakban a mért PO₄-P koncentráció magasabb volt a feltételezett egyensúlyi koncentrációnál. A szimulációk eredményei a klorofill koncentrációk dinamikája

⁸ A 90-es évek közepétől kezdődően a tározó minden mérési pontján nyaranta az PO₄-P koncentráció fokozatos növekedése figyelhető meg, az elmúlt években a nyári átlagok messze meghaladták a korábbiakat. Ez a jelenség nagy valószínűséggel nem a szorpciós egyensúly növekedésének, hanem az üledék redukálttá válásának következtében előálló, fokozott P leadásnak tudható be. Emiatt az egyensúlyi koncentráció térbeli és időbeli változása csak a vegetációs időszakon kívüli PO₄-P mérésekkel hasonlítható össze (5.13 ábra).

esetében is elfogadhatók, azonban - a korábbi tapasztalatokhoz hasonlóan - a szélsőségesen előforduló nagyon magas nyári csúcserőteket alulbecsültek.



5.15 ábra: Mért és számított ÖP koncentráció a Hídvégi tó kifolyójában

Az oxidációs viszonyok változásától függő P leadás leírására több lehetőség is adódna. Legegyszerűbb feltevés, ha a belső terhelést például hőmérsékletfüggő diffúziós P leadással közelítjük, mint korábban a Balatonra alkalmazott SIMBAL modellben (van Straten, 1986). Jobb közelítés, ha a modell az üledék oxidációs állapotát jellemző paramétert is tartalmaz, melyre a modellezés szakirodalma több módszert is kínál (3.2 fejezet). Mivel ez a folyamat csak az utóbbi években eredményezett számottevő P leadást, és a jelenség bekövetkezésének oka még nem kellően tisztázott (Istvánovics, 2003), az üledék redukcióvá válásából származó többlet belső terhelést nem vettük figyelembe. Ennek ellenére az alkalmazott modell az ÖP visszatartást jól becsülte, mivel nyáron a magas tartózkodási idő miatt a tározóból olyan kismértékű a kifolyás, hogy ez az éves mérleget alig módosítja. Tehát ha elsősorban az éves összes P mérlegek teljesülését várjuk el, a modell alkalmas az összes P visszatartás előrejelzésére. Az eredmények alapján megfogalmazott tézis:

4. tézis

A korábban a Balatonra fejlesztett modelleket (SIMBAL, BEM) és a Lijklema-féle üledék-keveredési hipotézist egyesítve a külső terhelés csökkentésének hatását leíró, „előrejelzésre” alkalmas dinamikus P forgalmi modellt dolgoztam ki, amelyben:

- *a belső terhelés a vízfázis foszfát koncentrációja ($PO_4\text{-P}$), és az üledék - víz között feltételezett egyensúlyi koncentráció különbségétől függ. Ez adszorpció esetén negatív;*
- *az egyensúlyi koncentrációt Langmuir típusú izoterma írja le az üledék P telítettségétől függően.*

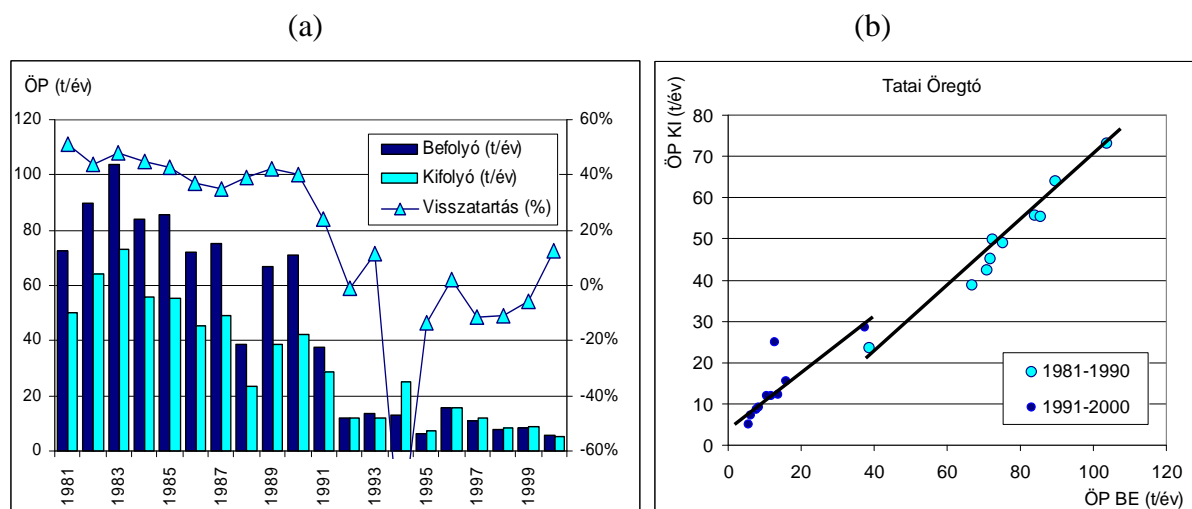
A modell a szezonális változásokat gyengébben közelíti, mert nem veszi figyelembe az üledék a redox viszonyoktól függő nyári P leadását. Az előrejelzés szempontjából ez a jelenség csak akkor lehet lényeges, ha a nyári árhullámok kimosó hatása jelentősen befolyásolja az éves összes P mérleget.

5.2 A Hídvégi-tóra kidolgozott modellek alkalmazása a Tatai Öregtóra

A Kis-Balaton P forgalmának tanulmányozása és a P forgalmi modell alkalmazása során nyert megállapítások akkor tekinthetők általános érvényűnek, ha a Hídvégi-tóhoz hasonló rendszerekre is kiterjeszthetők (3.2.3 fejezet). Hazai tavaink többsége sekély, és az antropogén hatások következtében többnyire hipertróf (vagy ahhoz közeli) állapotú. A Hídvégi-tóhoz hasonló rendszert nagy valószínűséggel többet is találhatunk. Az elemzések elvégzéséhez szükséges hosszú távú vízminőségi és vízhozam észlelési idősorok hiánya azonban súlyos gyakorlati akadályt jelent. Mivel hosszú idejű és rendszeres mintavételezés csak legnagyobb tavainkra koncentrál, számos kisebb, természetes vagy többnyire mesterséges állóvizünk vízminőségéről csak szórványosan áll rendelkezésre információ. Kivételt jelent ezalól az Általér vízgyűjtőjén található Tatai Öregtó, melynek terhelésére és vízminőségére a 80-as évek közepe óta - ha rendkívül bizonytalanul is (Honti, 2000) - de rendelkezünk észlelési adatokkal.

5.2.1. A Tatai Öregtó vízminőség változása a megfigyelések alapján

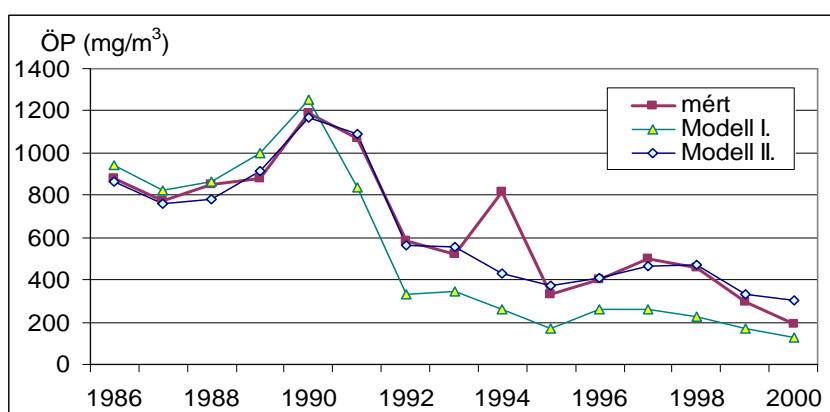
Az Öregtó ÖP terhelésének időbeli alakulását az 5.16 (a) ábra mutatja. A 80-as években az Általér átlagosan 1.4 – 2 mg/l foszfort szállított a tóba, amelynek közelítőleg 80%-a volt PO₄-P. A külső terhelés közel egy nagyságrenddel volt magasabb a Hídvégi-tó fajlagos terhelésénél. A szennyvíztisztítás (P eltávolítás) bevezetésével az Általér PO₄-P koncentrációja 0.2 – 0.4 mg/l-re (kb. 80%-kal) csökkent, miközben a formált P mennyisége a korábbival közelítőleg azonos maradt. A magas külső terhelés időszakában a tó ÖP visszatartása 40-50% körül volt, hasonlóan a Hídvégi-tóhoz. A beavatkozásokat követően a Hídvégi-tavon megfigyeltekkel ellentétben az Öregtó ÖP visszatartási hatásfoka 1992-2000 között többször volt negatív, mint pozitív. A drasztikusabb külső terhelés csökkentés tehát nagyobb belső terhelés növekedést eredményezett. A befolyó és kifolyó ÖP terhelés kapcsolatát - a Hídvégi-tóhoz hasonlóan – lineáris, és a két időszak elkülönül (5.16(b) ábra).



5.16 ábra: (a) A Tatai Öregtó befolyó és elfolyó ÖP terhelésének és az ÖP visszatartásának időbeli változása, (b) a befolyó és kifolyó ÖP terhelés kapcsolata

5.2.2 Empirikus és dinamikus modellek alkalmazása a Tatai tóra

Az empirikus modellek alkalmazása a Hídvégi-tónál tapasztaltakkal azonos eredményeket hozott. Az eredeti Vollenweider modell a magas külső terhelés idején kismértékben felülbecsülte a mért ÖP koncentrációt, a terheléscsökkentés után viszont lényegesen alacsonyabb értékeket adott (5.17 ábra). A modell az 5.1.1 fejezetben bemutatott korrekcióval (3. tézis) jól illeszthető a mérésekre. Az 5.15 (b) ábra alapján az egyenesek egyenleteinek paraméterei: $a = 0.76$, $b = -8.2$ (1986-1991) és $a = 0.69$, $b = 4.4$ (1992-2000), melyből meghatározható a módosított Vollenweider-modellben szereplő k tényező értéke ($k=1.5$), és a két időszakra jellemző belső terhelés (5.17 ábra).



Modell 1:

$$P = \frac{L_k}{Q} \cdot \frac{1}{1 + 2 \cdot \sqrt{\tau}}$$

Modell 2:

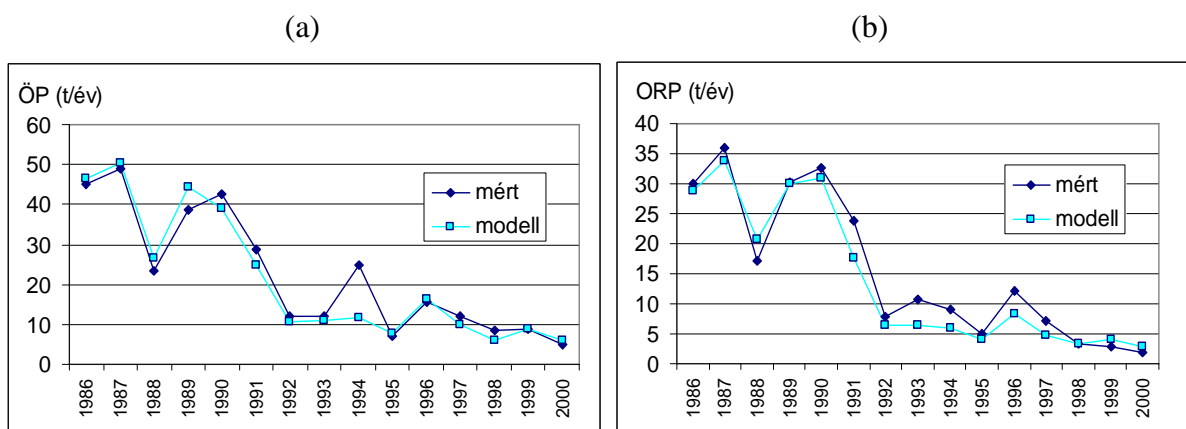
$$P = \frac{L_k + L_b}{Q} \cdot \frac{1}{1 + k \cdot \sqrt{\tau}}$$

$k=1.5$

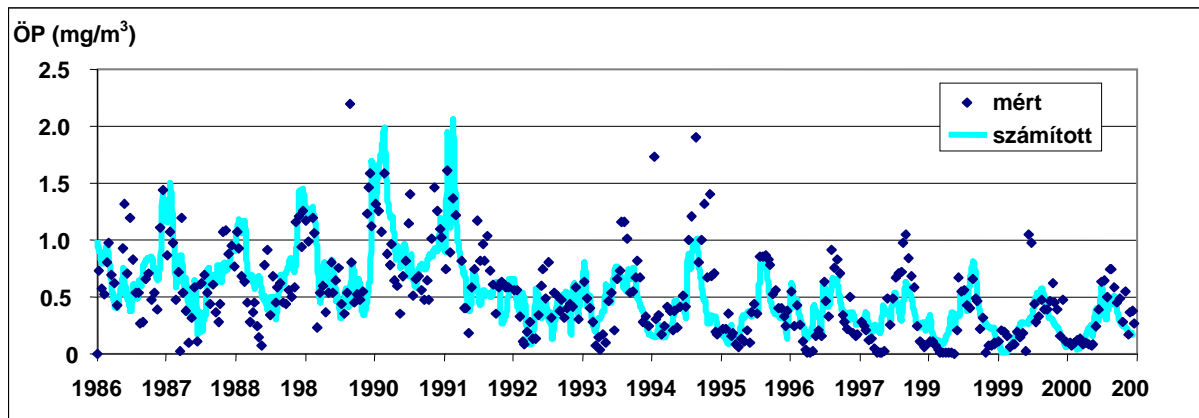
L_b (1986-91)=-10.9 t/év,
 L_b (92-2000)=6.3 t/év

5.17 ábra: A Tatai-Öregtóra alkalmazott empirikus modellek eredményei

A modell az Öregtő éves ÖP és PO4-P visszatartását is jól közelíti (5.18 ábra), és hasonló mondható el az ÖP koncentráció dinamikájáról is (4. Függelék, 5.19 ábra).



5.18 ábra: A Tatai Öregtóből kifolyó mért és a kalibrált dinamikus modellel számított ÖP (a), és PO4-P (b) éves anyagáramok (t/év)



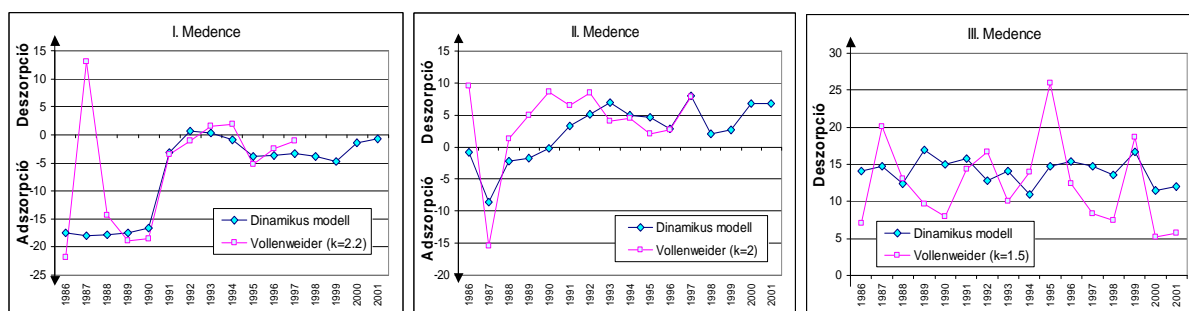
5.19 ábra: Mért és számított ÖP koncentráció a Tatai Öregtóban (leeresztő zsilip)

Az eredmények elfogadhatók a többi komponensre (klorofill-a, PO₄-P) is, azonban a modell az Öregtó esetében sem tudta „tökéletesen” közelíteni a szezonális változásokat. A szimulációt az a körülmény is nehezítette, hogy bizonytalan okokból az 1990-es évek elejétől a tóban az algák jelentős mértékben visszaszorultak a korábbi évekhez képest (a kifolyó szelvényben mért átlag klorofill koncentráció a korábbi 200-250 mg/m³-ről 70-80 mg/m³-re csökkent). A biomassa csökkenése egyáltalán nem magyarázható tápanyaghiánnyal, mert a mérések szerint nyáron a tó vizében még mindig igen magas volt a foszfát mennyisége (600-800 mg/m³). Ráadásul a tóba belépő vízben magasabb a klorofill koncentráció, mint a kifolyóban, miközben a foszfát töménység emelkedik. Az algák visszaszorulása tehát nem a terheléscsökkentés hatásaként, hanem egyéb tényezők megváltozására vezethető vissza. Utóbbi betudható az erre az időszakra tehető halszerkezet váltásnak (HAKI, 1984 és Greenscape, 1997), a zooplanktonok feltételezett elszaporodásának, esetleg valamilyen toxikus hatásnak (mérések egyik feltevés igazolására sincsenek). A modellt ezért úgy korrigáltuk, hogy az 1991 utáni szimulációknál az ismeretlen jelenség leírására konstanstól és az alga biomasszától függő „zooplankton legelést” kifejező állandót iktattunk be.

Ahogy ezt az előzőekben már említettük, a Hídvégi-tó mérési eredményei az elmúlt években a tó nyári P leadásának növekedésére utaltak, ami nem magyarázható az abiotikus egyensúly emelkedésével. Hasonló jelenség az Öregtónál is megfigyelhető, vagyis a nyári foszfát csúcsok időnként magasabbak a feltételezett egyensúlyi koncentrációnál (az egyensúlyi koncentráció a 80-as évek végén 600 mg/m³ körül volt, melyet Szilágyi (1991) labor kísérletei is alátámasztanak). A különbség azonban az, hogy ez a jelenség a Tatai Öregtónál tartós folyamat, és minden valószínűséggel az üledék P telítettségével magyarázható, amely nyaranta redukálódik és tetemes P leadást okoz. A modell a redox függő belső terhelést nem tartalmazza, ennek ellenére az ÖP visszatartás hosszú távú alakulását kielégítően leírja.

5.3 A belső terhelés és a P visszatartást eredményező folyamatok térbeli és időbeli változása a vizsgált vízterekben

A belső terhelés számítására mindkét modell, azaz a módosított empirikus modell és a dinamikus P forgalmi modell is alkalmas. A P visszatartásért felelős mechanizmusokat azonban csak a P ciklus részfolyamatait is megkülönböztető dinamikus modell tudta számítani. A modellekkel számított belső terhelést az 5.20 ábra mutatja a Hídvégi-tóra. A korrigált empirikus modellt az egyes medencékre külön-külön is alkalmaztuk (a és b, illetve k és L_b értékeit az észlelésekből számítva). A medencénkenti ÖP anyagmérleg felírásánál a medencék közti átfolyás számításához a vízhozam folyásirány menti változását területarányosan osztottuk szét, a medencék terhelését a havi átlagos koncentráció és a havi vízhozam szorzataként számítottuk. A befolyó-kifolyó ÖP terhelés közti lineáris kapcsolat a medencékre külön is fennáll, bár az egyenesekre való illeszkedés a folyásirány mentén haladva egyre gyengébb. Ezt feltehetően az okozza, hogy az egyre jelentősebb belső terhelés évenként is különböző.

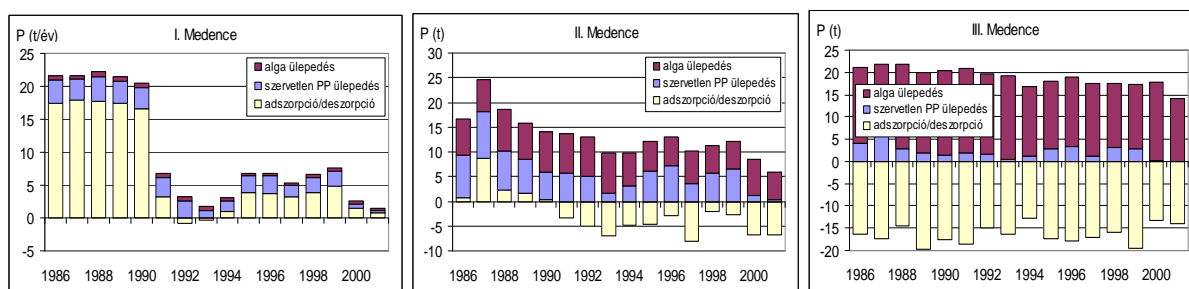


5.20 ábra: Az adszorpció/deszorpció (t/év) változása a Felső-Tározó medencéiben a dinamikus modellel és a módosított Vollenweider modellel számítva

Mint látható, a belső terhelés a három tározótérben eltérően alakul. Az egyes medencék közti különbség a P visszatartás eltérő folyamataiból adódik. A Zala torkolatához közeli nyakrészben a terheléscsökkentés előtt az üledék évi 15-20 t P-t adszorbeált. A külső terhelés csökkentésével az adszorpció megszűnt, majd 3-4 év után ismételtén visszatért, de a korábbiánál lényegesen alacsonyabb volt, majd 2000-2001-ben újból elmaradt. A középső medencében az adszorpciót deszorpció váltotta fel, amely kezdetben csökkenő, majd növekvő tendenciát mutat. A legelső és egyben legnagyobb tározótérben a külső terhelés változásának hatása nem érzékelhető. A belső terhelés véletlen jelleggel évről évre változott.

A dinamikus modell a belső terhelés szezonális változását is leírja. A legnagyobb tározótérben nyáron, amikor az algák az egyensúlyi koncentráció alá szorítják le a felvehető $PO_4\text{-P}$ -t, a belső terhelés magas, télen nulla közelében. A felsőbb részekben hasonló a tendencia, azzal a különbséggel, hogy a vegetációs időszakon kívül az eredő hatás negatív (deszorpció).

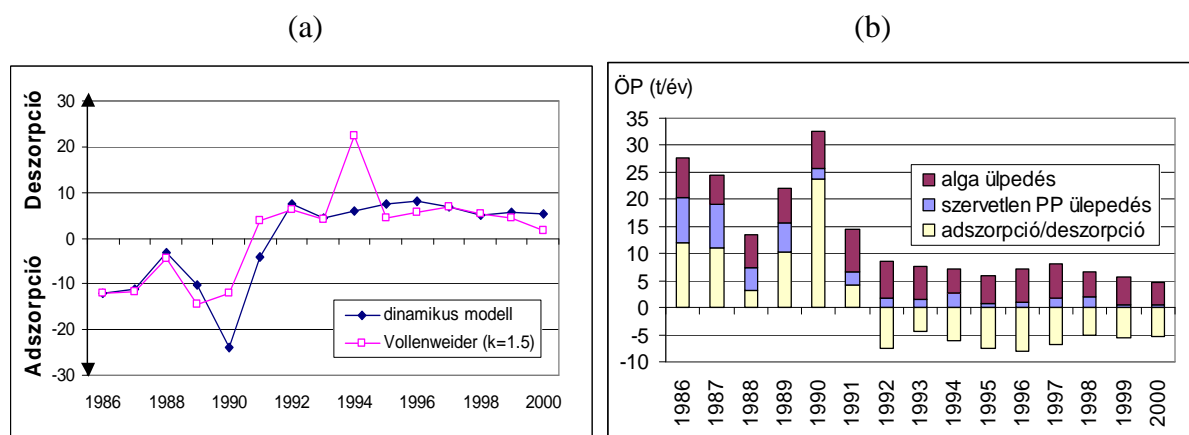
A dinamikus modell alkalmazása rámutatott arra, hogy a tó nem tekinthető homogén rendszernek. A foszfor visszatartás mechanizmusai a folyásirány mentén eltérőek. Míg a tározó egésze a terheléscsökkentésre (a szakirodalmi tapasztalatoknak megfelelően) a belső terhelés növekedésével válaszolt (ahogyan ez az ÖP anyagmérleg és az empirikus modellek alapján felismerhető volt), a tározó egyes részeiben eltérő folyamatok játszódtak le. A határfok visszaeséséért elsősorban az abiotikus folyamatokban bekövetkezett változások a felelősek. A terhelés csökkentés előtt a tározó magas P visszatartását a Zalához közeli "nyakrészben" az üledék PO₄-P adszorpciója és a felső részek szerves PP kiülepedése okozta (5.21 ábra). Az algák szerepe (alga és detritusz kiülepedése révén eltávolított P) lefelé haladva növekszik, azonban ezzel párhuzamosan a felkeveredő üledék P deszorpciójából származó belső terhelés is fokozódik, így a nettó P visszatartás a legalsó tározótérben a magas külső terhelés időszakában is alacsony volt. A külső terhelés csökkentésére a legfelső medence az adszorpció elmaradásával gyorsan reagált, mivel a befolyó víz PO₄-P koncentrációja a szorpciós egyensúlyi érték közelébe került. A középső tározótérben az ÖP mérlegben az alga és a szerves PP kiülepedés közelítőleg azonos mértékű, az adszorpciót azonban a 1991 után deszorpció váltotta felel. A tározó legnagyobb, alsó részén a külső terhelés csökkentésének hatása - a felette lévő medencék puffer szerepének köszönhetően - semmilyen változást nem okozott. A CaCO₃ feldúsulásával az üledék szorpciós tulajdonságai a folyásirány mentén és időben is javulnak, ami az egyensúly fokozatos lefelé tolódását okozza. Így a jelenlegi külső terhelés mellett a jövőben az abiotikus folyamatok szerepének növekedése és a P visszatartás lassú emelkedése várható. Mivel a mostani terhelés mellett az algák növekedését a P nem korlátozza, további terheléscsökkentés a tározó hatásfokát rövidtávon nagy valószínűséggel kedvezőtlenül fogja befolyásolni.



5.21 ábra: A P visszatartást meghatározó folyamatok időbeli és térbeli változása a Hídvégi-tóban

Az Öregtó belső terhelésének változását az 5.22 ábra mutatja. Az ÖP anyagmérlegből (a mérésekre illesztett egyenesek iránytangense alapján meghatározott k tényezőjével módosított Vollenweider modellel) becsült belső terhelés szinte teljesen azonos a dinamikus modell számítási eredményeivel. Hasonló a tendencia a Hídvégi-tóra megállapítottakhoz, a magas

terhelés időszakában negatív, majd a beavatkozásokat követően pozitív. Ennek megfelelően alakulnak a P visszatartást meghatározó folyamatok is: a magas külső terhelés időszakában 60-70%-ban abiotikus folyamatok eredményezik a P visszatartást. A terhelés csökkentésével az üledék P leadása megnőtt és az algaüledésből származó P visszatartás ezt nem kompenzálta. Ennek következtében a tározó nettó P mérlege (ülededés – belső terhelés) negatívvá vált. Az Öregtó szempontjából azonban – ellentétben a Kis-Balatonnal – nem a P eltávolítás, hanem a vízminőség javulása a legfontosabb kívánalom. A jelenlegi „negatív” hatásfok ebből a szempontból éppen kedvező, hiszen a tó üledékének megújulásával a magas külső terhelés időszakában felhalmozódott P kimosódik. Az új egyensúly beállításához vezető folyamat azonban lassú. A kalibrálás eredményeként adódott 5 cm-es keveredési réteget és 3 mm/év kiülededést feltételezve a jelenlegi külső terhelés mellett 10-15 év elteltével sem várható a trofitás számottevő csökkenése.

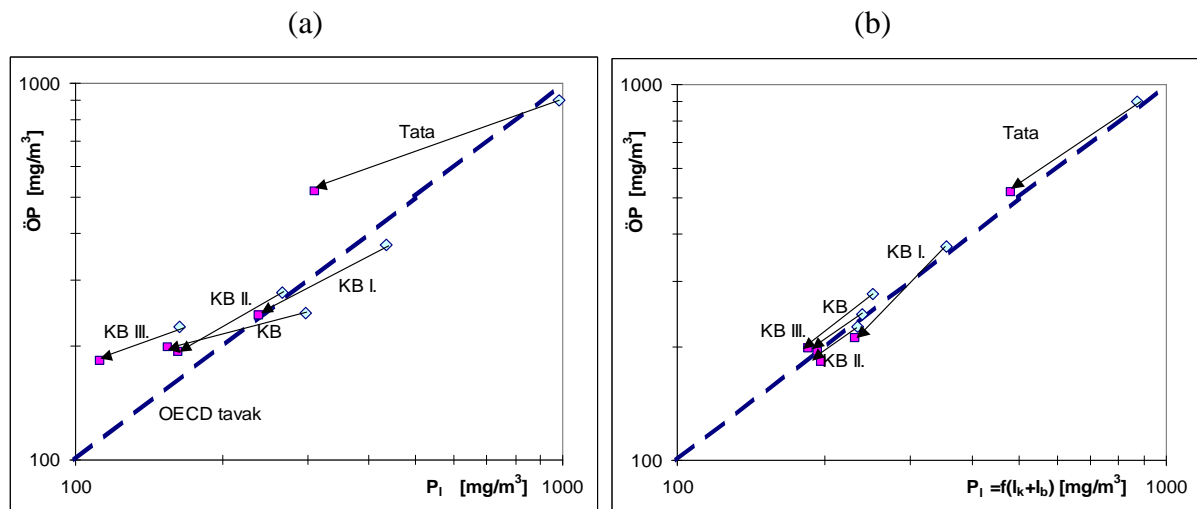


5.22 ábra: (a) A Tatai Öregtó számított belső terhelése és (b) a P visszatartást meghatározó folyamatok időbeli változása

Az eddig bemutatott eredmények tanulsága szerint a vizsgált két rendszer P forgalmát meghatározó folyamatok annak ellenére hasonlóak, hogy a két tó sok tekintetben különbözik egymástól. A Hídvégi-tó külső terhelése a Tatai Öregtóhoz képest alacsonyabb, térfogata és tartózkodási ideje nagyobb, vízmélysége kisebb és sokkal kevésbé változékony. Ha azonban a Hídvégi-tavat szétbontjuk három, funkcionálisan is elválasztható alrendszerre, az Öregtó terhelési és morfológiai paraméterei – a szezonális üzemeltetésből adódó változékonyságot kivéve – nem tér el a Kis-Balaton medencéktől.

Az ÖP koncentráció és a külső P terhelés kapcsolatát megfigyelve látszólag azt a szakirodalomból ismert jelenséget (2. fejezet) figyelhetjük meg, hogy a külső terhelés csökkentésére a tavak megnövekvő belső terheléssel válaszoltak, melynek következtében a P eltávolítás visszaesett. A terheléscsökkentés előtti állapotban a tavi ÖP koncentráció alacsonyabb, a beavatkozások után a belső terhelés miatt magasabb volt az OECD tavak

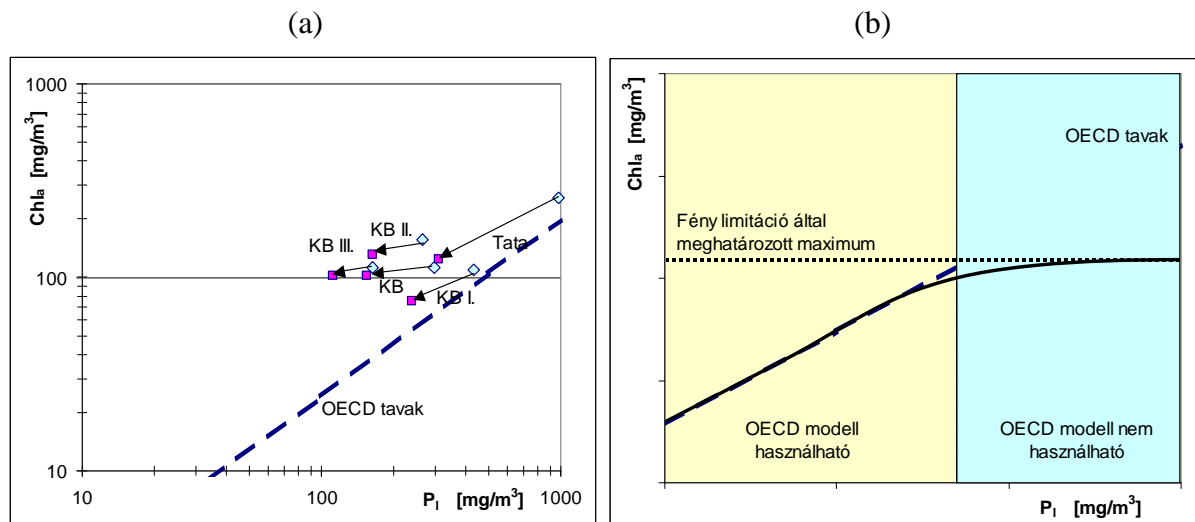
átlagánál. Ha a normalizált terhelést a belső terheléssel „korrigáljuk”, a mérések szinte tökéletesen ráülnek az OECD tavak egyenesére (5.23 ábra).



5.23 ábra: A tavak elhelyezkedése az OECD (Vollenweider és Kerekes, 1982) egyenesen (a) belső terhelés nélkül ($k=2$); (b) a belső terheléssel és a javasolt korrekcióval ($k=1.5$ (Tata), $k=1.8$ (KB), $k=2.2$ (KB I), $k=2$ (KB II), $k=1.5$ (KB III));
(Tata a Tatai Öregtó, KB a teljes Hídcégi-tó, KB I, II, III a Hídvégi-tó három, a modellben elkülönített medencéjét jelenti)

Trofitás szempontjából mindkét rendszer hipertróf. A szabályozás előtt a tavakban P túlkínálat volt, és a külső terhelés csökkentését követően is elegendő tápanyag áll rendelkezésre az algák P felvételéhez (ezt időnként a belső terhelés pótolta). Az 5.24 ábra a Vollenweider-féle normalizált P terhelés és a biomassa (klorofill) kapcsolatát mutatja, összehasonlítva az OECD tanulmányban vizsgált tavakra illesztett regressziós egyenessel. A külső terhelés csökkentése előtti és utáni állapot közötti változást a Hídvégi-tó és három külön is kezelt medencéjére, és a Tatai Öregtóra a pontok közötti nyilak szemléltetik. Az átlagos biomassa magasabb az OECD felmérésben részt vett tavakénál. Ez nem meglepő, mivel a sekély tavak trofitása általában magasabb a mély tavakéhoz képest, amire az összefüggést felállították (Sas, 1989). A terhelés csökkenést követően mindegyik rendszerben csökkent az éves átlag biomassa, a változás mértéke azonban alatta maradt az OECD tavakra illesztett egyenes meredekségének. A biomassa csökkenése a Hídvégi-tó felső részén és a Tatai Öregtóban közelítette meg leginkább az OECD tavakét (utóbbit azonban nem a terhelés csökkentés hatása, hanem az algák már említett tisztázatlan eredetű visszaszorulása okozta). Mivel a biomassa növekedése csak a fénylimitált állapot eléréséig arányos a terheléssel, efelett az OECD tavakra hozott empirikus összefüggések érvényét veszítik (5.21 (b) ábra). A terhelés-trofitás kapcsolata szempontjából a vizsgált tavak a P telítettség határán helyezhetők el. Ebből következően a terhelés csökkentés hatása semmilyen, vagy csak késleltetett és

kisebbs mértékű biomassza csökkenést eredményez (Sas (1989) szerinti négy kategóriát tekintve (2. fejezet) a 2. típusú „viselkedésbeli válasz” kategóriába tartoznak).



5.24. ábra: A normalizált P terhelés és az éves átlag klorofill koncentráció kapcsolata: (a) a vizsgált rendszerek mérési adatai alapján; az OECD tavak megfigyelései alapján tett megállapítások szerint (Sas, 1989 és Reynolds, 1992 nyomán) (Tata a Tatai Öregtó, KB a teljes Hídvégi tó, KB I, II, III a Hídvégi-tó három, a modellben elkülönített medencéjét jelenti)

Az eddigi megállapítások teljes mértékben beleillenek a szakirodalmi tapasztalatokkal is alátámasztott jelenségek sorába. A P eltávolításért felelős folyamatok meghatározása azonban új eredmények felismeréséhez vezetett. A magas külső terhelés időszakában az Öregtóba és a Hídvégi-tó felső medencéjébe a befolyó víz az üledék-víz közötti szorpciós egyensúlynál magasabb foszfát koncentrációval érkezett. Pontosabban, a tóban az egyensúlyi koncentrációja alacsonyabb volt a befolyók vizére jellemző, oldott és szilárd fázis közötti szorpciós egyensúlyi értéknél. Ez főként a magas elsődleges termelés következtében előálló biogén mészkiválás hatásának tudható be, ami a kalciumban gazdag vizekben hozzájárul a vízbéli PO₄-P csökkentéséhez. Mindkét tó esetében a befolyó, közel állandó PO₄-P koncentráció miatt a vízhozammal arányos P adszorpció volt megfigyelhető, vagyis az egyensúlyi koncentráció feletti oldott P az üledékben adszorbeálódott. A külső terhelés csökkentése után a belépő víz átlagos foszfát koncentrációja a Hídvégi-tó I. és II. Medencéjében az egyensúly közelébe, a Tatai Öregtóban az egyensúly alá került, aminek következtében a korábbi adszorpciót deszorpció váltotta fel. A P eltávolítás csökkenése így nagymértékben az abiotikus egyensúlyi folyamatokkal és az azokban bekövetkezett változásokkal magyarázható. A terhelés változásával csökkent a beérkező szerves formált P mennyisége, és az annak kiülepedéséből származó visszatartás is. A terheléscsökkentés utáni időszakban az abiotikus P eltávolítás minimálisra mérséklődött. Az algák P felvétele folyamatosan leSORítja a vízbéli foszfát koncentrációt az egyensúlyi érték alá, ami deszorpciót eredményez és ezáltal csökken a P visszatartás.

A Hídvégi-tó térben eltérő viselkedését felismerve a tervezés szempontjából is fontos következtetéshez juthatunk. A magas külső terhelés időszakában a P visszatartás szempontjából a tározó felső és középső medencéjének szerepe lényegesen nagyobb volt a tározó több, mint kétharmad részét kitevő alsó medencéjénél. A külső terhelés csökkentésére a nyakrész az adszorpció elmaradásával, a középső rész a belső terhelés növekedésével válaszolt. Az alsó tározórészben éves szinten a belső terhelés közel azonos volt az algák ülepedéséből származó fluxussal, és ez a terheléscsökkentés után sem változott. Így ez a medence gyakorlatilag alig járult hozzá a tó ÖP visszatartásához. Ez egyben azt is jelenti, hogy a tározótér növelése a mostani viszonyokat tekintve alig növelné a P visszatartást.

A Hídvégi-tó várható jövőbeli P visszatartásának alakulására, különböző terhelési forgatókönyvek feltételezésével (Clement és mtsai, 2003) a 4. Függelékben mutatunk be példákat.

Az eredmények az 5. tézis megfogalmazásához vezetnek:

5. tézis

A vizsgált sekély, kis tartózkodási idejű hipertróf tavakban a P eltávolítást meghatározó folyamatok térben és időben is változtak, de számottevő P visszatartást az abiotikus folyamatok eredményeztek. Megállapítottam, hogy

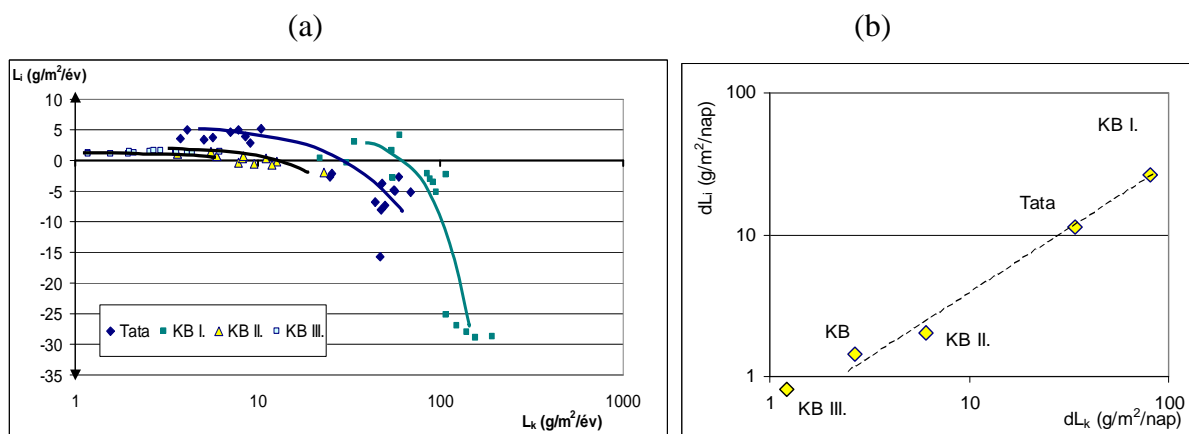
- *a külső terhelés csökkentésének hatása az abiotikus P eltávolítás (adszorpció, szerves formált P ülepedése) elmaradásában nyilvánult meg, melynek következtében a korábbi magas P visszatartás jelentősen mérséklődött;*
- *a P visszatartás mechanizmusai – a Hídvégi-tóra alkalmazott P forgalmi modell szerint – a folyásirány mentén változnak: az algák szerepe fokozatosan növekszik, de ugyanakkor a belső terhelés miatt az eredő P visszatartás csökken;*
- *ha az abiotikus folyamatok szerepe meghatározó, a P visszatartást elsősorban nem a tározó mérete (tartózkodási idő), hanem a befolyó foszfát koncentráció egyensúlyhoz való viszonya és a tározó kialakítása befolyásolja;*
- *a tározó P eltávolítási hatékonyságát hosszútávon az adszorpciót meghatározó jellemzők, a befolyó vizek karbonát tartalma és az üledék megújuló képessége befolyásolják.*

5.4 A terheléscsökkentést célzó beavatkozások megtervezése

Kérdés, hogy milyen tanulsággal szolgál a Kis-Balaton példája a modellezést illetően? Az empirikus modellek legnagyobb hibája, hogy a terheléscsökkentésre adott „választ” nem tudják előre jelezni. A javasolt korrekcióval – mérésekre illesztett egyenesek segítségével – a belső terhelést becsülni tudtuk, de az eltolás mértékére, vagyis a beavatkozás után várható belső terhelésre a múltbeli észlelések alapján nem tudunk következtetni. A dinamikus

modellekkel a P visszatartásért felelős mechanizmusok, valamint a belső terhelés időbeli és térbeli változását számítani tudtuk, ezek kalibrálásához és igazolásához azonban meglehetősen részletes megfigyelésekkel kellett rendelkezniünk. A dinamikus modellel kapott eredményeket – utólag – az éves anyagmérlegek felírásával is „igazoltuk”. Kérdés, hogy lehet-e egyszerűbben, az éves anyagmérlegekből következtetni a beavatkozás (külső terhelés csökkentését) hatására?

A bemutatott vízterekben a beavatkozások előtt magas külső terhelésnél az üledék P-t kötött meg, ami a terhelés csökkentése után „átváltott” deszorpcióra. A vizsgált víztereket (különvéve a Hídvégi-tó három tározóterét) a fajlagos külső terhelés szerint sorbarakva azt tapasztaljuk, hogy minél magasabb volt a külső terhelés, annál jelentősebb volt az üledék adszorpciója és a terhelés csökkentése hatására ezzel arányosan maradt el az adszorpció és/vagy váltotta fel deszorpció (5.25 ábra). A belső terhelés növekedése, vagyis az adszorpció-deszorpció közti „ugrás” (dL_b) a külső terhelésben bekövetkezett változásnak (dL_k) közelítőleg a 30 %-ával volt egyenlő. A pontok egy egyenesre esése azonban lehet véletlen eredménye is. Lehet-e mindebből olyan általánosítható következtetéseket levonni, melyek segítségével a belső terhelés változása a dinamikus modellek nélkül is becsülhető?

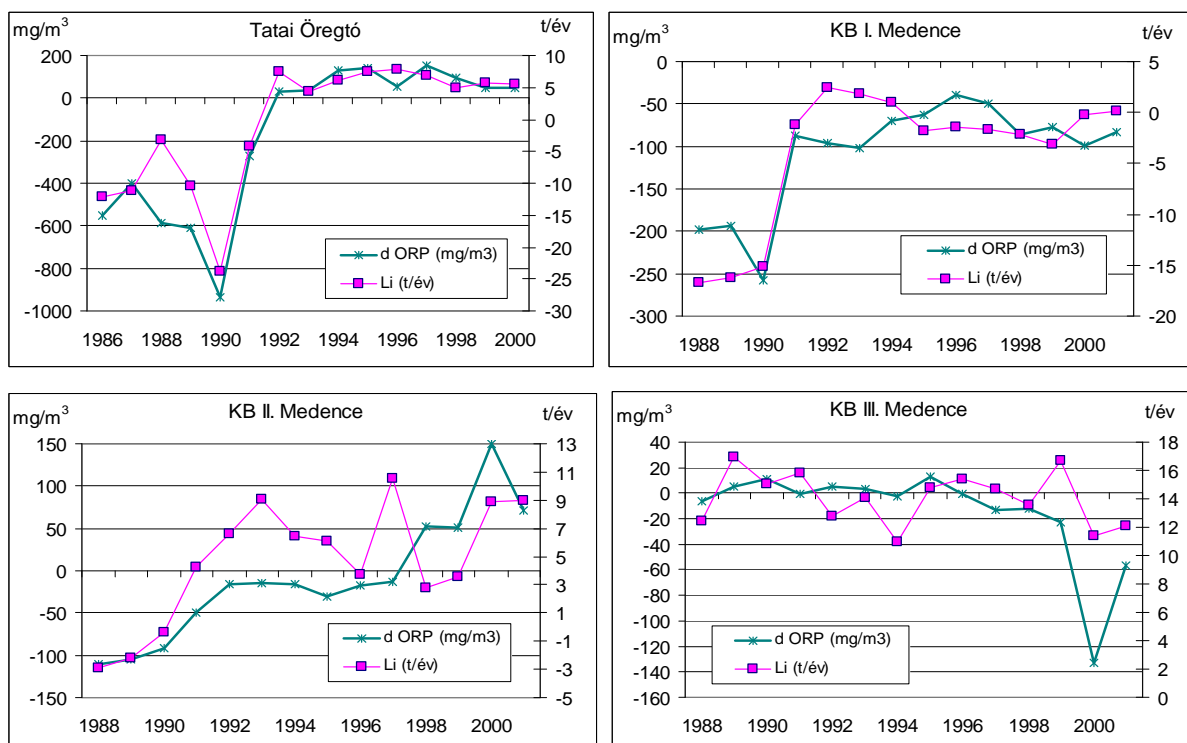


5.25 ábra: (a) A belső és a külső terhelés kapcsolata a Tatai tóban és a Hídvégi-tó három tározóterében; (b) A beavatkozások előtti és utáni belső terhelés különbsége (dL_b) a külső terhelés csökkenésének (dL_k) függvényében

Ha az üledék-víztér kapcsolatát – a dinamikus modellbeli feltevés szerint – eléggé leegyszerűsítjük, a belső terhelést (mely ez esetben adszorpció vagy deszorpció lehet) a tóvíz PO_4-P koncentrációjának az egyensúlyi koncentrációtól való eltérése határozza meg. Mivel a folyamat gyors, szinte azonnal lezajlik a befolyó közelében, a tározóterbe belépéskor. A vizsgált tavakban a befolyók PO_4-P tartalma a terheléscsökkentés előtti és utáni időszakban is közel állandó volt (mindkét tónál viszonylag stabil, szennyvíz eredetű oldott P változott a P kicsapítás bevezetésével), melynek az egyensúlyi koncentráció feletti hányada kötődött meg az üledékben. A terhelés csökkentésével ez az egyensúly közelébe, vagy az alá került. Utóbbi

esetben már fontos szerepet kapnak az algák is, amelyek P felvételükkel csökkentik a víz PO₄-P tartalmát és ezáltal növelik a belső terhelést.

Ha feltételezzük, hogy a tóvíz PO₄-P tartalma közelítőleg az egyensúlyi koncentrációnak felel meg, a belső terhelés és a befolyó-kifolyó PO₄-P különbsége által meghatározott gradiens (Δ PO₄-P) között kapcsolat kereshető (5.26 ábra). Annak ellenére, hogy az átlagolás általában elfedi a dinamikus hatásokat, az összefüggés meglepően szoros, a beavatkozás rövidtávú hatása a gradiens megváltozásával arányos belső terhelés növekedést jelent.



5.26 ábra: A dinamikus modellel számított belső terhelés és az PO₄-P koncentrációjának változása a befolyó és a kifolyó között

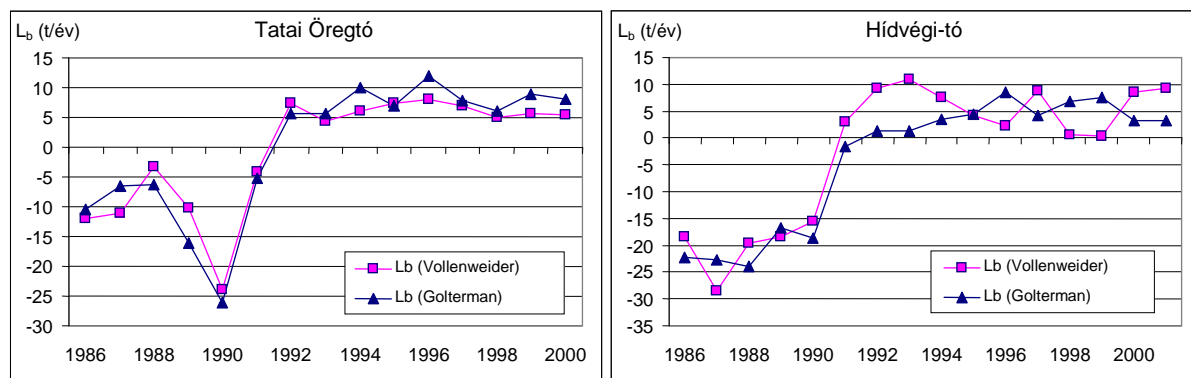
A fenti megközelítés gyenge pontja, hogy a tavi PO₄-P koncentráció csak kivételes esetben mutatja a szorpciós egyensúlyt. Ha elegendő idő áll rendelkezésre, legcélszerűbb az adszorpciós izotermát kimérni. Az egyensúlyi koncentráció közelítő meghatározását Golterman (1984) elméletére támaszkodva (3.2.1 fejezet) empirikus úton is közelíthetjük, és az adszorpciót/deszorpciót ez alapján számíthatjuk. Golterman (1984) szerint a befolyó foszfát koncentráció köbgyökének konstans szorosa feletti mennyiség adszorbeálódik az üledékben:

$$P_{sed} = A \sqrt[3]{P_w} \quad (5-13)$$

ahol P_w a befolyó PO₄-P koncentrációja (g/m³), és P_{sed} (g/m³) lényegében az üledék-vízfázis közti egyensúlynak feleltethető meg. Az 5.27 ábrán az összefüggésben szereplő állandó, A értékét úgy állítottuk be, hogy az

$$(P_w - A \sqrt[3]{P_w}) \cdot Q = L_b = b(1 + k\sqrt{\tau}) \quad (5-14)$$

összefüggésben L_b (g/év) a korrigált Vollenweider-moddal (3. tétel) számított belső terhelést adja (Q a befolyó vízhozam, $m^3/év$).

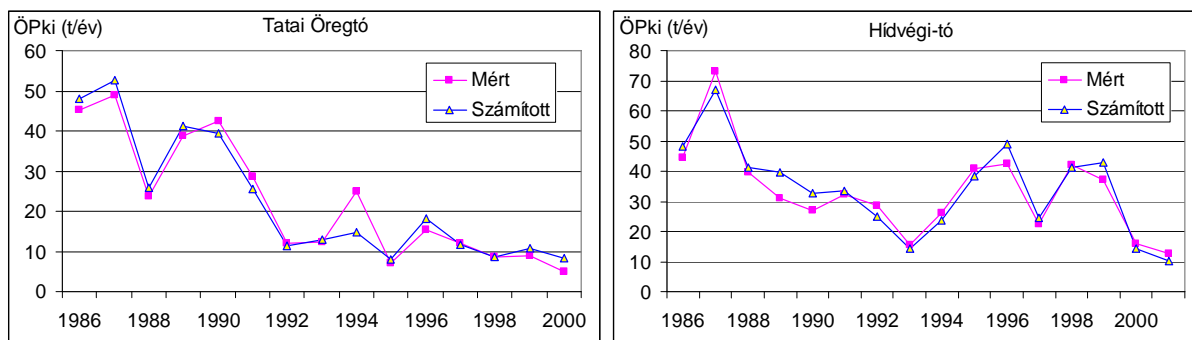


5.27 ábra: Adszorpció/deszorpció számítása a módosított Vollenweider-moddal és Golterman-féle összefüggés alapján

Ezután a tóból kifolyó összes P anyagáramokat (g/év) a két empirikus modell kombinálásával már egyszerűen tudjuk számítani (5.28 ábra). A lépések tehát az alábbiak:

- (1) A befolyó-kifolyó éves ÖP anyagáramokra illesztett egyenes paramétereit meghatározzuk (a,b);
- (2) Számítjuk az ismert időszakra a belső terhelést (ha a külső terhelés magas, feltehetően adszorpció lesz a meghatározó);
- (3) A Golterman-modellt kalibrálva beállítjuk az A paraméter értékét;
- (4) A beavatkozások után az 5-14 egyenlettel a belső terhelést számítjuk (A értéke változatlan);
- (5) Az 5-14 alapján a beavatkozások utáni időszakra jellemző egyenes eltolását jellemző konstans (b) számítható;
- (6) A kifolyó anyagáramot az $L_{ki} = a L_k + b$ összefüggésből becsüljük.

Amint ezt az 5.27 ábra igazolja, a módszer, mely mindössze két paramétert (a, A) – melyek értékei a teljes időszakban változatlanok – tartalmaz, alkalmazható a terhelés csökkentés hatásának előrejelzésére.



5.27 ábra: Mért és a Vollenweider- és a Golterman-moddal kombinálásával számított kifolyó ÖP terhelés (L_{ki} , t/év)

Hosszabttávon az egyensúlyi koncentráció alakulását az üledék tulajdonságai határozzák meg. A Felső Tározó az eredeti talajában kevés kalciumot tartalmazott. A tározó üledékének kialakulásával a CaCO_3 tartalom emelkedett, miközben az egyensúlyi koncentráció fokozatosan csökkent. A Tatai Öregtó üledékének kalcium tartalmáról kevés az információ, de a néhány mérés és a terhelésből számított Ca mérlegek alapján körülbelül harmada lehet a Hídvégi-tóhoz képest. Az Öregtó üledéke és tóvize közötti egyensúlyi koncentráció is egy nagyságrenddel nagyobb, mint a Hídvégi-tóban.

A beavatkozás után a belső terhelés feltehetően mindkét tóban az üledék P telítettsége és a szorpciós egyensúly változásának sebességétől függően alakul majd. Ezt a dinamikus modellben az üledék fokozatos megújulásával, (állandó) aktív réteg feltételezésével közelítettük. A Lijklema-féle üledékmodell azonban az éves anyagmérlegekre analitikusan is alkalmazható, a múltbeli megfigyelések és az üledék P tartalmára vonatkozó információk birtokában, az éves P kiülepedést az anyagmérlegekből számítva (Lijklema, 1986, Istvánovics, 1989, Istvánovics és Somlyódy, 2001). A Kis-Balaton és a Tatai Öregtó elemzése alapján ez a folyamat az egyes tározóterekbe eltérően, de összességében a szakirodalmi tapasztalatoknak megfelelően legalább egy évtizedet igényel. A P eltávolítás zömét eredményező adszorpció visszatérése azonban ennél várhatóan hosszabb ideig tart (4. Függelék).

Az elemzésben a modellfejlesztés folyamatát mutattam be. Végső célom olyan eljárásorozat készítése volt, amely segítséget adhat a beavatkozások megtervezéséhez, a vizsgált sekély, kis tartózkodási idejű, hipertróf rendszerekhez hasonló tavak P visszatartásának előrejelzéséhez. A javasolt útmutatót az alábbiakban, a 6. (egyúttal a korábbiak eredményeit is összegző) tézis formájában adom meg:

6.tézés

A terhelés csökkentését célzó beavatkozások jövőbeni megtervezéséhez az alábbi lépésekből álló, közelítő eljárást javaslom:

- (a) A külső P terhelés meghatározása a tápláló vízfolyás(ok) adataiból (2. tézis). A vízfolyásokkal le nem fedett vízgyűjtőre a fajlagos terhelés a folyóbeli visszatartást figyelembe véve „extrapolálható”.*
- (b) Éves (vagy havi) ÖP és $\text{PO}_4\text{-P}$ mérlegek felírása, a befolyó-kifolyó ÖP terhelés kapcsolatának elemzése legalább öt éves időszakra, hogy átfogó képet kapjunk a tó viselkedéséről.*
- (c) A belső terhelés számítása a 3. tézis alapján. Ez magas külső terhelés esetében, hipertróf rendszerekben az adszorpció miatt feltehetően negatív. Ha a lineáris összefüggés nem teljesül, az ülepedési sebesség (és/vagy) k értéke az éves anyagmérlegből fejezhető ki, a belső terhelést a beavatkozások előtt zérusnak tekintve.*

- (d) Az egyensúlyi koncentráció laboratóriumi körülmények között az adszorpciós izoterma kimérésével meghatározható, irányadónak tekinthetjük a tóvíz algamentes időszakban mért $PO_4\text{-P}$ koncentrációját.
- (e) Feltéve, hogy a terheléscsökkentés hatására a befolyó víz $PO_4\text{-P}$ tartalma a szorpciós egyensúly közelébe vagy alá kerül, a tó azonnali válaszként a korábbi adszorpció elmaradását és/vagy a belső terhelés növekedését eredményezi, melyet a befolyó és az egyensúlyi koncentráció közötti különbségből becsülhetünk.
- (f) A tó hosszútávú viselkedését az üledék megújulási sebessége befolyásolja. Az üledékképződés sebességét és az üledék P tartalmának változását az éves ÖP és lebegőanyag mérlegekből lehet számítani. A változásból következtetni tudunk a belső terhelést meghatározó egyensúlyi koncentráció várható alakulására.
- A gyakorlati tapasztalatok – kellő számú alkalmazás után – lehetővé teszik a módszer pontosítását.

6. AZ EREDMÉNYEK HASZNOSÍTÁSA

Az értekezés és a kutatás módszertani jellegű, amelynek eredményei alapvetően gyakorlati célokat szolgálnak. A tavak tápanyagterheléstől függő hosszútávú viselkedésének előrejelzése a vízminőség szabályozás alapfeladatát képezi. Az EU Víz Keretirányelv (EU VKI) szerint 2015-re minden 50 ha-t meghaladó állóvízre teljesíteni kell az előírt vízminőségi célokat, amelyekhez cselekvési programok kidolgozására van szükség. A feladat végrehajtásához olyan egyszerű, korlátozott számú észlelési adat esetén is használható modellekre van szükség, amelyekkel becsülni tudjuk a külső terhelés változásának hatását, az üledék és a belső terhelés várható alakulását (Ijjas, 2002). Állóvizeink többségéről ugyanis – a nagy tavak kivételével – nemhogy hosszú észlelési idősorokkal, de sok esetben legfeljebb szórványos vizsgálatokkal rendelkezünk.

Az értekezésben bemutatott módszerek a tervezést, a megértést és a hiányos adatok információ tartamának hatékonyabb kinyerését segítik elő. A kidolgozott „tervezési útmutató” közvetlenül hasznosítható a vízminőség szabályozást megalapozó tanulmányok, például az EU VKI által előírt vízgyűjtőgazdálkodási tervek elkészítésénél. A bemutatott P forgalmi modell alkalmas a Hídvégi- és a Tatai tavakhoz hasonló sekély tározók, például vízminőség szabályozási előtározók várható P eltávolítási hatékonyságának megállapítására.

A tápanyagterhelés mérésére vonatkozó javaslatok hozzájárulnak ahhoz, hogy az észleléseket az eddigi gyakorlathoz képest jobban, a gazdasági erőforrások hatékonyabb felhasználásával lehessen végezni.

7. KÖSZÖNETNYILVÁNÍTÁS

Az egyetemi diplomám megszerzése óta a Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék (korábban Vízellátás-Csatornázás Tanszék) kötelékében dolgozom. Az interdiszciplináris alkotói légkör mindvégig olyan háttérrel teremtett, amely szakmailag és emberileg egyaránt hozzájárult ahhoz, hogy képességeimet kibontakoztathassam, a szakmát megtanuljam és megszeressem. Köszönöm a rengeteg biztatást és segítséget minden jelenlegi munkatársamnak és korábbi tanárainknak.

Köszönettel tartozom Dr. Somlyódy Lászlónak, témavezetőmnek, akitől a legtöbbet tanultam, és amellet, hogy a kutatómunkák anyagi háttérét mindvégig megteremtette, szakmai gondolkodásmódomat is alapvetően meghatározta. Köszönöm Dr. Buzás Kálmánnak, hogy pályafutásomat több mint egy évtizede egyengeti. Köszönöm Dr. Istvánovics Verának és Dr. Szilágyi Ferencnek, hogy közös munkáink és beszélgetéseink révén lehetővé tették, hogy építőmérnökként képes legyek a hidrobiológia szakterületén is eligazodni.

Értekezésem készítése során rengeteg adatot és mérési eredményt használtam. Köszönettel tartozom mindazoknak, akik adatbázisaikat rendelkezésemre bocsátották: Dr. Pomogyi Piroskának, Dr. Korponai Jánosnak és Süle Györgynek a Kis-Balatoni monitoring eredményeiért, Vígh Gyulának az országos vízminőségi adatbázisért, Varga Györgynek és Bíró Ákosnak a vízhozam adatokért, Dr. Bozó Lászlónak a sugárzási adatok átadásáért.

Köszönettel tartozom támogatásukért és türelmükért családomnak, Szüleimnek és Iványi Miklósnak. Külön köszönöm húgomnak, Clement Anitának, hogy dolgozatomat teljesen kívülállóként átolvasta és hozzájárult ahhoz, hogy végleges formába kerüljön.

8. IRODALOM

- Ahlgreen, I. (1967): Limnological studies of Lake Norrviken, an eutrophicated Swedish lake. *Water Chemistry and nutrient budget*, Schweiz, Z. Hydrol. **29**: 53.
- Asselman, N.E.M. (2000): Fitting and interpretation of sediment rating curves. *Journal of Hydrology*, **234**: 228-248.
- Astrakhantsev, P.G., Yegorova, N.B., Menshutkin, V., Pisulin, I.V., Rukhovets, L.A. (1996): Mathematical model for the ecosystem response of Lake Lagoda to phosphorus loading. *Hydrobiologia*, **322**: 153-157.
- ATV (1997): *Biologische und weitergehende Abwasserreinigung*. Berlin.
- Beale, E.M.L. (1962): Some uses of computers in operational research, *Ind. Org.* **31**: 51-51
- Behrendt, H. (1996): Inventories of Point and Diffuse Sources and Estimated Loads - A Comparison for Different River Basins in Central Europe. *Water Science and Technology*, **33 (4-5)**: 99-107
- Bíró, P. (1997): Temporal variation in Lake Balaton and its fish populations. *Ecol. Freshwater Fish* **6**: 196-216.
- Bodo, B., Unny, T. E. (1983): Sample strategies for mass-discharge estimation. *Journal of Environmental Engineering*, **109** (4): 812-829.
- Boström, B., Andersen, J.M., Fleischer, S. and Janson, M. (1988): Exchange of phosphorus across the sediment-water interface. *Hydrobiologia*, **17**: 229-244.
- Boström, B., Jansson, M., Forsberg, C. (1982): Phosphorus release from lake sediments. *Hydrobiologia*, **18**: 5-59.
- Buzás, K. (1999): Nutrient Balance of the Danube basin: the role of uncertainties. *Wat. Sci. Tech.* **40 (10)**: 51-58.
- Canale, R.P., D. Seo (1996): Performance, reliability and uncertainty of total phosphorus models for lakes – II. Stochastic analyses. *Wat.Res.* **30 (1)**: 95-102.
- CEEP (1998): Phosphates a sustainable future in recycling. *Centre Européen d'Etudes des Polyphosphates: D/1998/3158/15*.
- Chapra, S. C. (1997.) *Surface Water-Quality Modeling*. McGraw-Hill.
- Chapra, S.C., R.P. Canale (1991): Long-term phenomenological model of phosphorus and oxygen for stratified lakes. *Wat. Res.* **25 (6)**: 707-715.
- Chave, P. (2001): The EU Water Framework Directive. *IWA Publishing*, p. 208.
- Chiaudani, G., R. Marchetti, M. Vighi (1980): Eutrophication in Emilia-Romagna coastal waters (North Adriatic Sea, Italy): a case history. *Prog. Wat. Tech.*, **12 (1)**: 185-192.
- Cioffi, F., Gallerano, F. (2000): Response of Lake Piediluco to the change of hydrodynamic conditions and nutrient load reductions. *Ecol. Modelling*, **135**: 199-229.
- Clement, A., Istvánovics, V., Somlyódy, L. (közlésre elfogadva): A Balaton vízminőségi állapotának értékelése. *Vízügyi Közlemények*, 2004.
- Clement A. (2001): Improving uncertain nutrient load estimates for Lake Balaton. *Water Science and Technology* **43**: 279-286.
- Clement, A. (2000): Modeling the trophic response of a shallow lake following external load reduction: a case study. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **27**: 819-822.

- Clement, A., Istvánovics, V., Somlyódy, L. (2000): A Balaton hosszú távú tápanyagterhelése. Kutatási jelentés, *MTA TKI*, 2000.
- Clement, A., Istvánovics V., (2000): A Balaton hosszútávú tápanyagterhelése In: Somlyódy L. és Banczerowski J. [Eds.] *A Balaton kutatásának 1999-es eredményei*. MTA, Budapest, pp.112-119.
- Clement, A., Buzás, K. (1999): Use of ambient water quality data to refine emission estimates in the Danube Basin. *Wat. Sci. Tech.*, **40 (10)**: 35-42.
- Clement, A., Somlyódy, L., Koncsos, L., (1998): Modeling the phosphorus retention of the Kis-Balaton Upper Reservoir. *Wat. Sci. Tech.*, **37(3)**: 113-120.
- Clement, A., Istvánovics, V., Somlyódy, L. 1998, A Balaton tápanyagterhelése: Bizonytalanságok és a pontosítás lehetőségei. *Kutatási jelentés*, MTA-TKI, 1998.
- Clement, A., Somlyódy, L. and Koncsos, L. (1998.): Application of Phosphorus Cycle Models on the Upper Kis-Balaton Reservoir. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **83**: 619-626.
- Cochran, W.G (1962): Sampling Techniques. *John Wiley*, New York
- Cohn, T. A., L. L. Delong and L. J. Gilroy (1989): Estimating constituent loads. *Water Resour. Res.* **25**: 937-942.
- Council Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy.
- Council Directive 76/160/EEC concerning the quality of bathing water, OJ L 31 of 5.2. 1976
- COM(2002) 581: Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council concerning the quality of bathing water. 2002/0254 (COD)
- Cooper, D.M., Watts, C.D. (2002): A comparison of river load estimation techniques: application to dissolved organic carbon. *Environmetrics*, **13**: 733-750.
- Cullen P., Forsberg, C., (1988): Experiences with reducing point sources of phosphorus to lakes. *Hydrobiologia* **170**: 321-336.
- Danen-Louwerse, H.J., Lijklema, L., Coenraats, M. (1995): Coprecipitation of phosphate with calcium carbonate in Lake Veluwe. *Wat. Res.*, **29 (7)**: 1781-1785.
- Davidson, J. M., M.R. Overcash (eds.). (1980): Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution. *Ann Arbor*, Michigan.
- Dillion, P.J., F.G.Rigler (1974): A test of a single nutrient budget model for predicting the phosphorus concentration in lake water. *J. Fish. Res. Bd. Can.* **31**: 1771-1778.
- Dolan, D. M., Yui, A. K., Geist, R.D. (1981): Evaluation of river load estimation methods for total phosphorus. *Journal of Great Lakes Research*, **7 (3)**: 207-214.
- Dobolyi, E., Ördög, V. (1981): Determination of the limiting plant nutrient in the water of Lake Balaton by algal assay procedure. *Int. Rev. Hydrobiol.* **66**: 810-815.
- Dulovics, D. (2000): Detergensekből származó foszfor hatása a szennyvíztisztításra. *Kézirat, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest*.
- Edmondson, W.T., J.T. Lehman (1981): The effect of changes in the nutrient income on the conditions of Lake Washington. *Limnol. Oceanogr.* **26**: 1-29.

- ÉDUKÖFE (1991): Az Által-ér és a Tatai Nagy-tó vízminőségi állapotának és az ezt befolyásoló szennyezőforrásoknak valamint hidrológiai tényezőknek a jellemzése. *ÉDUKÖFE, Győr*.
- ÉDUVIZIG (2000): Vizeink - A Tatai Öreg-tó. (www.eduvizig.hu)
- Felföldy, L. (1981): A vizek környezettana. Általános hidrobiológia. *Mezőgazdasági Kiadó, Budapest*, 1981. p. 289.
- Ferguson, R.I. (1987): Accuracy and precision of methods for estimating river loads. *Earth Surf. Processes Landforms*, **12**: 95-104.
- Forsberg, C. (1998): Which policies can stop large scale eutrophication? *Wat. Sc. Tech.*, **37** (3): 193-200.
- Forsberg, C. (1985): Lake recoverz in Sweden. *Proceedings of the EWPCA Conference "Lake pollution and recoverz", Rome*.
- Frisk, T. (1989): Development of mass balance models for lakes. *National Board of Waters and the Environment, Finland, Helsinki*.
- Golterman, H. L., N. T. de Oude (1991): Eutrophication of Lakes, Rivers and Coastal Seas. *The Handbook of Environmental Chemistry, Vol. 5., Part A. Springer-Verlag Berlin Heidelberg*
- Golterman, H.L. (1984): Sediments, modifying and equilibrating factors in the chemistry of freshwater. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **22**: 23-59
- Golterman, H.L. (1982): Loading concentration models for phosphate in shallow lakes. *Hydrobiologia*, **91**: 169-174.
- Golterman, H.L. (1980): Phosphate models: a gap to bridge. *Hyrobiologia*, **72**: 61-71.
- Greenscape (1997): A Tatai Öreg-tó ökoszisztéma szolgáltatás állapotfelmérése és gyógyítása. *Greenscape, Debrecen*.
- Haneda, M., Matsumoto, J. (1983): Pollutant load estimation and its characteristics in the Omono river. *Transactions of Japan Society of Civil Engineers*, **15**: 328-330.
- Hasler, A.D. (1947): Eutrophication of lakes by domestic sewage. *Ecolog*, **28**: 383.
- Henze, M., Odegaard, H.(1994): An Analysis of Wastewater Treatment Strategies for Central and Eastern Europe. *Water Science and Technology*, **35** (9)
- Herodek, S. (1997): A tápanyagvisszatartás folyamatai tavakban és tározókban; *Tanulmány a Kis-Balaton Alsó Tározó felülvizsgálata c. összefoglaló jelentéhez. MTA BLKI, Tihany*
- Herodek, S. (1986): Phytoplankton Changes During Eutrophication and P and N Metabolism. *In: Somlyódy, L. and van Streten, G. (1986): Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication. With application to Lake Balaton. Springer-Verlag, Berlin*, p 386.
- Herodek, S. (1984): The eutrophication of Lake Balaton: Measurements, modeling and management. *Verh.internat.Verein.Limnol.* **22**: 149-154.
- Herodek, S., T. Kutas and P. Csáki (1982): Simulation of phytoplankton dynamics in Lake Balaton. *ISEM J.*, **4** (3-4): 97-126.
- Hieltjes, A.H.M. and Lijklema, L. (1980): Fractionation of inorganic phosphates in calcareous sediments. *Journal of Env. Qual.* **9**: 405-407.
- Hoare, R.A. (1980): The sensitivity to phosphorus and nitrogen loads of Lake Potura, New Zeland. *Prog. Wat. Sci. Tech.* **12**: 897-904.

- Hock, B. (1974): A Sajó vízminőségi matematikai modellje. *UNDP/WHO kutatási jelentés*, VITUKI, Budapest.
- Hock, B. (1970): Vízminőségi mérleg. *Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*, VIZDOK, Budapest.
- Hongping, P., Jianyi, M. (2002): Study on the algal dynamic model for West Lake, Hangzhou. *Ecol. Modelling*, **148**: 66-67.
- Hosper, H. S. (1997): Clearing lakes, an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in the Netherlands. *PhD Thesis*, Agricultural University Wageningen, The Netherlands.
- Hosper, H. S. (1998): Stable states, buffers and switches: an ecosystem approach to the restoration and management of shallow lakes in The Netherlands. *Wat. Sc. Tech.*, **37** (3): 151-164.
- Honti, M. (2000): A Tatai Öregtó vízminőségének modellezése. *Diplomamunka*, témavezető: Clement A. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest.
- Hutchinson, G.E. et.al. (1970): Ianula: An account of the history and development of the Lago di Monterosi, Latium, Italy. *Trans. Amer. Phil. Soc.* **60**: 178.
- Ijjas, I. (2002): River Basin Management Planning under the EU WFD, *International Intensive Training Course on new environment-water management in Europe*, Water Resources Research Centre, VITUKI, Budapest, Hungary, 4-8 November, 2002
- Ijjas, I. (1998): Reducing phosphorus in the Danube basin, Danube River Bonds, Past, Present, Future - A Dimension of Time and Space, *Bopolitics, The Bioenvironment*, Volume VI, Biopolitics International Organisation, pp. 112-127.
- Istvánovics, V. (2003): A KBVR foszforforgalmi részfolyamatai. *Kutatási jelentés*, MTA BLKI, Tihany.
- Istvánovics, V. (1996-2002): A KBVR foszforforgalmi részfolyamatainak vizsgálata (a talaj/üledék-víz-makrofita rendszerben). *Kutatási jelentések*, MTA BLKI, Tihany.
- Istvánovics V., and L. Somlyódy (2001): Factors influencing lake recovery from eutrophication – the case of Basin 1 of Lake Balaton. *Water Research* **35**: 729-735.
- Istvánovics, V. (2000): A foszfor szerepe a fitoplankton szukcessziójában és a tavak eutrofizálódásában. *Akadémiai nagydoktori értekezés*. Budapest
- Istvánovics V., and L. Somlyódy (1999): Changes in the cycling of phosphorus in the Upper Kis-Balaton Reservoir following external load reduction. *Freshwater Biology*. **41**: 1-19.
- Istvánovics V. and Somlyódy L. (1998): The role of sediments in P retention of the Kis-Balaton reservoir. *Internat. Rev. Hydrobiol.* **83**: 225-234.
- Istvánovics, V. and Somlyódy, L. (1997): A Felső Tározó működésének tapasztalatai. Tanulmány a Kis-Balaton Alsó Tározó felülvizsgálata c. összefoglaló jelentéhez. *MTA BLKI, Tihany*
- Istvánovics, V., Herodek, S. (1994): Principles of eutrophication and the case of Lake Balaton. In: *Salánki, J. and Bíró, P. (eds): Limnological Bases of Lake Management*. pp. 112-134.
- Istvánovics, V., Herodek, S. and Szilágyi, F. (1989): Phosphate Adsorption by Different Sediment Fractions in Lake Balaton and Its Protecting Reservoirs. *Water Res.*, **23**: 1357-1366.

- Istvánovics, V. (1982): A balatoni fitoplankton foszfor felvétele és tápanyag limitáltsága. *Egyetemi doktori értekezés*. ELTE, Budapest
- Janse, H.J., van Liere, L. (1995): PCLAKE: A modeling tool for the evaluation of lake restoration scenarios. *Wat. Sci. Techn.* **31 (8)**: 371-374.
- Janse, J.H. (1997): A model of nutrient dynamics in shallow lakes in relation to multiple stable states. *Hydrobiol. Vol.* **342/343**: 1-8.
- Janse, J.H. (1998): A model of ditch vegetation in relation to eutrophication. *Wat. Sci. Tech.*, **37 (3)**: 139-150.
- Janus, L. L. and Vollenweider, R. A. (1984): Phosphorus residence time in relation to trophic conditions in lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol* **22**: 178.
- Japan International Cooperation Agency (JICA) (1999): *The study on environmental improvement of Lake Balaton in the Republic of Hungary*. Készült a MEH megbízásából.
- Jeppesen, E., Sondergaard, M., Jensen, J.P., Mortensen, E., Hansen, A-M., Jorgensen, T. (1998): Cascading Trophic Interactions from Fish to Bacteria and Nutrients after Reduced Sewage Loading: *An 18-Year Study of a Shallow Hypertrophic Lake*.
- Jeppesen, E., P. Kristensen, J.P. Jensen, M. Sondergaard, E. Mortensen, T. Lauridsen (1991): Recovery resilience following a reduction in external phosphorus loading of shallow, eutropic Danish Lakes: Duration, regulating factors and methods for overcoming resilience. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **48**: 127-148.
- Jolánkai, G. (2003): A Balaton tápanyagterheléséről. *Kézirat*. In: A Balaton vízminőségi állapotának értékelése: *Tanulmány a vonatkozó kormányhatározat - 1038/1999.(IV.21) – módosításának tudományos megalapozásához*. Budapest, 2003.
- Jolánkai és Pataki (2003): A Balaton északi partján üzemeltetett automatikus mintavevők 2002 évi adatainak elemzése, értékelése. *Kézirat*, Budapest.
- Jolánkai G., Bíró I. (2001): Basic river and lake water quality models, Computer aided learning programme on water quality modelling, (WQMCAL Version 2), (with an outlook to „ecohydrological” applications), *Software and description. UNESCO IHP Documents on CD-ROM Series No.1*
- Jolánkai (1999): A vízminőségvédelem alapjai különös tekintettel a rendszerszemléletű ökohidrológiai módszerekre. *Egyetemi jegyzet*, p. 109.
- Jolánkai G., Bíró I. (1999): Földrajzi információs rendszeren alapuló integrált vízgyűjtőmodell. *Vízügyi Közlemények* **81/3**: 453-483.
- Jolánkai, G, Panuska, J., Rast W. (1999): Modelling of nonpoint source pollutant loads. in: J.A. Thornton, W. Rast, M.M. Holland, G. Jolánkai and S.-O. Ryding: *Assesment and Control of Nonpoint Source Pollution of Aquatic Ecosystems. The Parthenon Publishing Group, Paris, 1999, p. 466.*
- Jolánkai, G. (1997): A Balaton tápanyagterhelése. *1997 évi témajelentés*, VITUKI, Budapest
- Jolánkai, J., Gayer J. (eds.). (1997): *Water Related Environmental Problems. VITUKI, Budapest*, pp. 3-7, 57-87, 185-198, 527-559.
- Jolánkai G. (1993): A Balaton 1991 és 1992 évi tápanyagterhelésének módosított újraszámítása, illetve gondolatok és anyagok a tápanyagterhelés számításához. *Kutatási jelentés*, VITUKI, Budapest.

- Jolánkai, G. (1992): Hydrological, Chemical and Biological Processes of Contaminant Transformation and Transport in River and Lake Systems. UNESCO series; *Technical Documents in Hydrology. WS-93/WS.15. UNESCO*, Paris. p. 147.
- Jolánkai, G., Szöllösi Nagy A. (1987): A simple eutrophication model for the bay of Keszthely, Lake Balaton. *Proc. IAHS-AISH Symp.: Modeling the Water Quality of the Hydrological Cycle*. Baden, 1978, Sept. pp. 137-149.
- Jolánkai G. (1984): An Approach to Solve the "Missing Link" Problem of Non-point Source Pollution Modelling. *Proc. UNESCO MAB-5 Workshop on Land Use Impacts on Aquatic Systems*, Budapest, 10-14 October, 1983, pp 271-284
- Jolánkai, G. (1983): Modeling of non-point source pollution. In: *Application of ecological modeling in environmental management*. Ed: Jorgensen, S.E., Elsevier Sc. Publ. Co., Amsterdam, The Netherlands, pp. 283-379.
- Jolánkai G., Pintér Gy. (1982): Területi (nem pontszerű) szennyezés és felszíni bemosódás. *Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató* 131, p.155.
- Jolánkai, G. (1979): Vízminőségi modellezés. In: Benedek, P. és Literáthy, P (ed.): Vízminőség-szabályozás a környezetvédelemben. Műszaki Könyvkiadó, Budapest.
- Jolánkai, G. (1976): Mezőgazdasági területről származó nem-pontszerű szennyezés. *Vízügyi Műszaki Gazdasági Tájékoztató*, 78. füzet: A vízminőségvédelem időszerű kérdései. VIZDOK, Budapest.
- Jones, J. R., Bachmann, R. W. (1978): Phosphorus removal by sedimentation in some Iowa reservoirs. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **20**: 1576-1580.
- Jorgensen, S.E. (1988): Fundamentals of Ecological Modeling. Elsevier Sci. Publ., Amsterdam.
- Jorgensen, S.E. (Ed.) (1979): State-of-the-art in ecological modeling. *Int. Society of Ecol. Mod.*, Copenhagen.
- Jorgensen, S.E. (1976): (ed.) An eutrophication model for a lake. *J. of Ecol. Modelling*, **2**: 147-165.
- Jos, I. (1996): The fate of phosphate in Kis-Balaton. *Manuscript, MTA BLKI, Tihany*
- Kamp-Nielsen (1978): Modeling the vertical gradients in sedimentary phosphorus fractions. *Verh. Int. Verein Limnol.* **20**: 720-727.
- Kamp-Nielsen, L. (1986): Modelling the recovery of hypertrophic L. Glumso (Denmark). *Hydrobiol. Bulletin*, **20 (1/2)**: 245-255.
- Kennedy, R. H. (1999): Basin-wide considerations for water quality management: Importance of phosphorus retention by reservoirs. *Int. Rev. of Hydrobiol.*, **84 (6)**: 557-566.
- Kerekes, J. (1983): Predicting trophic response to phosphorus addition in a Cape Breton Island Lake. *Proc. N.S. Inst. Sci.*, **33**: 7-18.
- Koelmans A.A., Van der Molen, A., Knijff, L.M., Aalderink, R.H. (2001): Integrated modelling of eutrophication and organic contaminant fate & Effects in aquatic ecosystems. A review. *Wat. Res.* **35 (15)**: 3517-3536
- Koncsos, L. (1999): A vízminőség szabályozás eredményeinek értékelése. In: Mahunka, S. és Banczerowski J. [Eds.] *A Balaton kutatásának 1998-as eredményei*. MTA, Budapest

- Koncsos, L. (1997): A vízminőségi modellezés korszerű irányainak alkalmazása a tavi ill. folyóvízi vízminőségszabályozásban. *PhD. értekezés*, BME, 1997.
- Koncsos L. (1994): The Model System and Software Package Reward (Regional Water Quality and Resources Decision Model), *Manual*, Budapest, p. 163
- Korponai J. (2002): Planktonrákok tér- és időbeli mintázata, táplálékláncban való szerepük a Hídvégi-tóban. *PhD értekezés, Debreceni Egyetem Kossuth Egyetemi Kiadója, Debrecen*.
- Kronvang, B., Bruhn, A. J. (1996): Choice of sampling strategy and estimation method for calculating nitrogen and phosphorus transport in small lowland streams. *Hydrological Processes*, **10 (11)**: 1483-1501.
- Kutas, T. and Herodek, S. (1986): A Komplex model for simulating the lake Balaton ecosystem. In: Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication, With application to Lake Balaton. *Springer-Verlag*, Berlin. pp. 309-322.
- Kutas, T. and Herodek, S. (1982): A Short Description of Balaton Eutrophication Model (BEM). *SZTAKI Working Paper MS/9*.
- Larsen, D.P., H.T. Mercier (1975): Lake phosphorus loading graphs: An alternative. National Eutrophication survey, *Working Paper No. 174, U.S. Environ. Protection Agency, Corvallis, Oregon*.
- Letcher, R. A., Jakeman, A. J., Calfas, M., Linforth, S., Baginska, B., Lawrence, I. (2002): A comparison of catchment water quality models and direct estimation techniques. *Envir. Modelling and Software*, **17**: 77-85.
- Liebig, J. (1855): Die Grundsätze der Agricultur-Chemie 2. Aufl. Nachtrag – Verl. F. Vieweg und Sohn, Braunschweig.
- Lijklema, L. (1998): Dimensions and scales. *Wat.Sci.Tech.* **37 (3)**: 1-7.
- Lijklema, L. (1993): Considerations in modeling the sediment-water exchange of phosphorus. *Hydrobiologia*, **253**: 219-231.
- Lijklema L., Gelencsér P., Szilágyi F. and Somlyódy, L. (1986): Sediment and its Interaction with Water, pp. 115-182. In: Somlyódy L., and van Straten G., eds. (1986): *Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication. With Application to Lake Balaton. Springer Verlag*, Berlin, pp. 156-182.
- Lijklema, L. (1986): Phosphorus accumulation in sediments and internal loading. *Hydrobiol. Bulletin*, **20 (1/2)**: 213-224.
- Likens, G.E. (ed.), (1972): Nutrients and Eutrophication: The Limiting-Nutrient Controversy. Special Symposium, *Amer. Soc. Limnol. Oceanogr.*, 1.
- Littlewood, I. G. (1995): Hydrological regimes, sampling strategies, and assessment of errors in mass load estimates for United Kingdom rivers. *Environment International*, **21 (2)**: 211-220.
- Logan, T.J. (1980): The Role of Soil and Sediment Chemistry in Modeling Nonpoint Sources of Phosphorus. In: J.M. Davidson, M.R. Overcash (eds.), *Environmental Impact of Nonpoint Source Pollution*, pp. 189-208. *Ann Arbor, Michigan*
- Luettich, R.A., Harleman, D.R.F. (1986): A comparison of water quality models and load reduction predictions. In: Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication, With application to Lake Balaton. *Springer-Verlag*, Berlin. pp. 323-340.

- Mahamat D.S., S.K. Bhagat (1983): Use and abuse of empirical phosphorus models in lake management. In: *Analysis of Ecological Systems: State of the Art in Ecological Modeling*. Ed: Lauenroth W.K., Skogerobe G.V., Flug M. Elsevier Sci. Pub. Co.
- Marsden, M. W. (1989): Lake restoration by reducing external phosphorus loading: the influence of sediment phosphorus release. *Freshwater Biol.* **21**: 139-162.
- Miertschin, J. D. (1986): Alternative Methods for estimation of phosphorus loadings. *Journal of Environmental Engineering*, **112 (6)**: 1153-115.
- Mukhopadhyay, B. and Smith, E.H. (2000): Comparison of statistical methods for estimation of nutrient load to surface reservoirs for sparse data set: application with a modified model for phosphorus availability. *Wat. Res.* **34 (12)**: 3258-3268.
- Nixon, S.W. (1990): Marine eutrophication: a growing international problem. *AMBIO* **19**:101
- Novotny, V. (ed.) (1995): Nonpoint pollution and urban stormwater management. *Water quality management library*, Vol. 9. Technomic Publishing Co. Inc.
- Nyirabu, Ch. M. (1997): Lake Victoria in East Africa. *Proceedings 7th Stockholm Water Symposium*, 10-15 August, 1997.
- Orlob, G. T. (Ed.) (1983): *Mathematical Modeling of Water Quality: Streams, Lakes and Reservoirs*. Wiley- IIASA International Series on Applied System Analysis, Vol. 12, Chichester, UK: Wiley
- Park, R.A. (1978): A model for simulating lake ecosystems. Report No. 3, Troy, NY: Center for Ecological Modeling, Rensselaer Polytechnic Institute.
- Park, R.A. et.al. (1974): A generalized model for simulating lake ecosystems. *Simulation* **23 (2)**: 33-50.
- Pataki, B. (2002): A Balaton tápanyagterhelésének vizsgálata. *Diplomamunka, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék*
- Piontelli, R., V. Tonolli (1964): The time of retention of lucustrine waters in relation to the phenomena of enrichment in introduced substances, with particular reference to Lago Maggiore. *Mem. Ist. Ital. Idrobiol.* **17**: 242-266.
- Pomogyi, P. (1993): Nutrient retention of the Kis-Balaton Water Protection System. *Hydrobiologia* **251**: 309-320.
- Pomogyi, P. és B. Koskán (1996): Talaj- és üledékkémiai változások a Kis-Balaton Védőrendszer területén. In: *Pomogyi (Ed.): 2. Kis-Balaton Ankét*, Keszthely, pp. 40-59.
- Preston, S.D., Bierman, Jr., V.J., Silliman, S.E. (1989): An evaluation of methods for the estimation of tributary mass loads. *Water Resour. Res.*, **25 (6)**: 1379-1389.
- Preston, S.D., Bierman, V.J. (1992): Impact of flow variability on error in estimation of tributary mass loads. *Journal of Environmental Engineering*, **118 (3)**: 402-419.
- Rátky, I., Gy. Varga, Z. Simonffy (1997): Hidrológiai és hidraulikai vizsgálatok. Tanulmány a Kis-Balaton Alsó Tározó felülvizsgálata c. összefoglaló jelentéhez. *Kézirat, BME Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest*.
- Reckhow, K.H. (1979): Empirical lake models for phosphorus: development, applications, limitations and uncertainty. In: Scavia D. and Robertson, A.: Perspectives on lake ecosystem modeling. *Ann Arbor Science Pub.*, 1979.

- Recknagel, F., Hosomi, M., Fokushima, T., Kong, D.S. (1995): Short- and long-term control of external and internal phosphorus loads in lakes – a scenario analysis. *Wat. Res.* **29** (7): 1767-1779.
- Redfield, A.C. (1958): The biological control of chemical factors in the environment. *Am. Sci.*, **46**: 205-221.
- Reddy, K.R., R.H. Kadlec, E. Flaig, P.M. Gale (1999): Phosphorus Retention in Streams and Wetlands: A Review. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, **29** (1): 83-146.
- Reynolds, C.S. (1992): Eutrophication and the management of planktonic algae: What Vollenweider couldn't tell us. In: D.W. Sutcliffe and J.G. Jones (eds.): *Eutrophication: Research and Application to Water Supply*. Freshwater Biological Association, ISBN 0-900386-52-5. pp. 4-29.
- Richards, R.P. (1989). Determination of sampling frequency for pollutant load estimation using flow information only. *Proceedings International Symposium on the Design of Water Quality Information Systems*. Fort Collins, USA, pp. 136-144.
- Richards, R.P., Holloway, J. (1987): Monte Carlo studies of sampling strategies for estimating tributary loads. *Water Resour. Res.*, **23** (10): 1939-1948.
- Rossi, G., - Premazzi, G., (1991): Delay in lake recovery caused by internal loading. *Wat. Res.* **25**(5): 567-575.
- Salas, H.J., Martino, P. (1991): A simplified phosphorus trophic state model for warm-water tropical lakes. *Wat. Res.*, **25** (3): 341-350.
- Sanders, T.G., Ward, R.C., Loftis, J.C., Steele, T.D., Adrian, D.D. and Yevjevich, V. (1983): Design networks for monitoring water quality. *Water Resources Publications*, Littleton, USA, p.327.
- Sagehashi, M., Sagoda, A., Suzuki, M. (2001): A mathematical model of a shallow and eutrophic lake (the Keszthely Basin, Lake Balaton) and simulation of restorative manipulations. *Wat. Res.* **35** (7): 1675-1686.
- Sas, H (1990): Lake restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations. *Verh. Internat. Verein Limnol.* **24**: 247-251.
- Sas, H (Coordination), (1989): Lake restoration by Reduction of Nutrient Loading: Expectations, Experiences, Extrapolations. *Academia Verlag, Richarz*, p. 497.
- Scheffer, M., Hosper, S.H., Meijer, M.L., Moss, B. and Jeppesen, E. (1993): Alternative equilibria in shallow lakes. *Trend. Ecol. Evolut.* **8**: 275-279.
- Schindler, D.W. (1974): Eutrophication and Recovery in Experimental Lakes: Implications for Lake Management. *Science*, **184**: 897-898.
- Seo, D., Canale, R.P., (1996): Performance, reliability and uncertainty of total phosphorus models for lakes – I. Deterministic analyses. *Wat. Res.* **30** (1): 95-102.
- Seo, D., R.P. Canale (1999): Analysis of Sediment Characteristics and Total Phosphorus Models for Shagawa Lake. *J. Env. Eng.*, April, 1999, pp. 346-350.
- Shanahan, P. and D.R.F. Harleman (1986): Lake Eutrophication Model: A Coupled Hydrophysical-Ecological Model. In: *In: L. Somlyódy, and G. van Straten (eds.): Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication*. pp. 256-284. Springer-Verlag, Berlin.

- Sharpley, A.N. et al. (1995): Phosphorus Transfers From Terrestrial To Aquatic Ecosystems. In: H. Tiessen (ed.), Phosphorus in the Global Environment: Transfers, Cycles and Management, pp. 171-200. *SCOPE 54*, John Wiley & Sons, Chichester, UK.
- Sherwani, J.K., Moreau, D.H. (1975): Strategies for Water Quality Monitoring. *Report No. 107*, Water Resources Research Institute of the University of North Carolina, Raleigh
- Sisák, I. (2003): A területhasználat változása és a mezőgazdaság átalakulása. *Kézirat*. In: A Balaton vízminőségi állapotának értékelése: *Tanulmány a vonatkozó kormányhatározat - 1038/1999.(IV.21) – módosításának tudományos megalapozásához*. Budapest, 2003.
- Sisák, I., Pomogyi, P. (1994): A Zala tápanyagterhelésének vizsgálata. *Vízügyi Közlemények LXXVI (4): 417-434*
- Sisák, I. (1993): Mezőgazdasági eredetű nem pontszerű terhelés vizsgálata a tápanyagmérleg módszerével a Balaton nyugati vízgyűjtőjén. *Kandidátusi értekezés, PATE, Keszthely*.
- Smart, T.S., Hirst, D.J., Elston, D.A. (1999): Methods for estimating loads transported by rivers. *Hydrology and Earth System Sciences*, **3 (2)**: 295-303.
- Snodgrass, W.J. és O'Melia, C.R. (1975): Predictive phosphorus model for lakes. Sensitive analysis and applications. *Environmental Science and Technology*, p. 29.
- Somlyódy, L., Clement, A., Istvánovics, (2003): A Balaton vízminőségi állapotának értékelése: Tanulmány a vonatkozó kormányhatározat - 1038/1999.(IV.21) – módosításának tudományos megalapozásához. *Kutatási jelentés, BME Vízi közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest*
- Somlyódy, L. (1999): MTA székfoglaló előadás.
- Somlyódy, L.(1998): Eutrophication modeling, management and decision making: the Kis-Balaton Case. *Wat. Sci. Tech.* **37(3)**: 165-176
- Somlyódy L., Herodek S., Aradi Cs., Clement A., Dévai Gy., Istvánovics V., Koncsos L., Molnár E., Rátky I., Simonffy Z., Szilágyi F., Várallyay Gy., és Varga Gy. (1997a): A Kis-Balaton Alsó Tározó felülvizsgálata. *Összefoglaló jelentés, BME Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest*.
- Somlyódy, L., Clement, A., Koncsos, L. (1997b): A Felső Tározó P forgalmának modellezése. Tanulmány a Kis-Balaton Alsó Tározó felülvizsgálata c. összefoglaló jelentéséhez. *Kutatási jelentés, BME Víziközmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest*.
- Somlyódy, L., Szilágyi, F. (1993): Általér vízgyűjtő helyreállítási program. Felszíni és felszín alatti víz. *Kutatási jelentés, ÖkoTech Környezetgazdálkodási Tanácsadó és Szolgáltató Kft., Szigetszentmiklós*
- Somlyódy, L., Szilágyi, F. (1991): A Tatai-tó vízminőség szabályozása és vízminőségvédelmi hatástanulmánya. *Kutatási jelentés, ÖkoTech Környezetgazdálkodási Tanácsadó és Szolgáltató Kft., Szigetszentmiklós*
- Somlyódy, L., Koncsos, L. (1991): Influence of sediment resuspension on the light conditions and algal growth in Lake Balaton. *Ecol. Mod.* **57**: 173-192.
- Somlyódy, L., and G. Jolánkai. (1986): Nutrient loads. In: L. Somlyódy, and G. van Straten (eds.): *Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication*. pp. 125-156. Springer-Verlag, Berlin.
- Somlyódy, L. and van Straten, G. (1986): Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication, With application to Lake Balaton. *Springer-Verlag, Berlin*, p. 386

- Somlyódy, L., Pintér, J., Koncsos, L., Hanács, I., and Juhász, I. (1986). Estimating averages and detecting trends in water quality data. *IAHS-AISH Publ. No.157*.
- Somlyódy, L. (1984): Sekély tavak vízminőség szabályozása. *Doktori értekezés*, Budapest, p. 172.
- Somlyódy, L. (1976): A Duna kétdimenziós diszperziós modellje. Vízminőségi és víztechnológiai kutatási eredmények. *VITUKI, Budapest*.
- Sondergaard, M., Jensen, J.P., Jeppesen, E. (2003): Role of sediment and internal loading of phosphorus in shallow lakes. *Hydrobiologia*, **506-509**: 135-142.
- Straskraba, M. (1996): Lake and reservoir management. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **26**: 193-209.
- Straskraba, M. and Gnauck, A.H. (1985): Freshwater Ecosystems. Modelling and Simulation. *Developments in Environmental Modelling: 8. Elsevier*
- Straskraba, M., Dostalkova, I., Hejzlar, J., Vyhnanek, V. (1995): The effect of reservoirs on phosphorus concentration. *Int. Rev. der Gesamten Hydrobiol.* **80 (3)**: 403-413.
- Szilágyi, E. (2002): A Kis-Balaton Védőrendszer vízminőségének térbeli változása: adatok és összefüggések. *TDK dolgozat*, BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest.
- Szilágyi, F. (2001): A Kis-Balaton Vízvédelmi Rendszerrel kapcsolatos 2001. évi mérések, értékelések és kutatások felmérése, foszformérleg készítése. *Munkabeszámoló*. BME Vízi Közmű és Környezetmérnöki Tanszék, Budapest
- Szilágyi, F., Somlyódy, L. and Koncsos, L. (1990): Operation of the Kis-Balaton reservoir: Evaluation of nutrient removal rates. *In: Proceedings of the International Symposium on Trophic Relationship in Inland Waters, Tihany*.
- Szilágyi, F. és Kooi, P.J. (1986): A Hídvégi-tó foszforvisszatartási mechanizmusának vizsgálata. *Kutatási jelentés*, VITUKI, Budapest.
- Szobol, I.M. (1981): A Monte-Carlo módszerek alapja. *Műszaki könyvkiadó*, Budapest.
- Szóllósi, I. és Nagy, A. (1976): A mintavételezés hatása hidrológiai idősorok információ tartalmára. *VITUKI kutatási jelentés*, Budapest
- Thomann, R.V. and Mueller, J.A.(1987): Principles of Surface Water Quality Modeling and Control *Harper & Row, Publishers*, New York, p. 644
- Thomann, R.V. (1972): System Analysis and Water Quality Management. *McGraw-Hill*, New York, p. 293.
- Tin, M. (1965): Comparison of some ratio estimators. *Journal of the American Statistical Association*, **60**: 294-307.
- USEPA (1999): Monitoring and Tracking Techniques to Accompany Management Measures. *U.S. Environmental Protection Agency, Washington, DC*.
- Vallentyne, J.R. (1974): The algal bowl: *Lakes and Man. Dept. Environ. Fish. Mar. Serv. Misc. Spe. Publ. 22*, Ottawa.
- Van der Molen, D. 1991: A simple, dynamic model for the simulation of the release of phosphorus from sediments in shallow, eutrophic systems. *Wat. Res.* **25(6)**: 737-744.

- Van der Molen, D. T, Portielje, R., Boers, P.C.M., Lijklema, L. (1998): Changes in sediment phosphorus as a result of oligotrophication in Lake Veluwe, The Netherlands. *Wat. Res.*, **32 (11)**: 3281-3288.
- Van der Molen, D. T., Los, F.J., Ballegooijen, L., van der Vat. M.P. (1994): Mathematical modeling as a tool for management in eutrophication control of shallow lakes. *Hydrobiologia.*, **275/276**: 479-492.
- Van der Molen, D., C. M. Boers, P. (1994): Influence of internal loading on phosphorus concentration in shallow lakes before and after reduction of external loading. *Hydrobiologia* **275/276**: 379-389.
- Van Liere, L., Gulati, R.D. (1992): Restoration and recovery of shallow eutrophic ecosystems in the Netherlands: epilogue. *Hydrobiologia* **233**: 283-287.
- Van Liere, L. (1979): On *Oscillatoria agardhii* Gomont, experimental ecology and physiology of a nuisance bloom-forming cyanobacterium. *Thesis University of Amsterdam*.
- Van Liere, L., R. D. Gulati (1992): Restoration and recovery of shallow eutrophic lake ecosystems in the Netherlands: epilogue. *Hydrobiologia*, Vol. 233: 283-287.
- Van Straten, G. (1986): Lake Eutrophication Models. In: Somlyódy, L. and van Straten, G.(ed): *Modeling and Managing Shallow Lake Eutrophication, With application to Lake Balaton*. Springer-Verlag, Berlin, p. 35-68.
- Verhoff, F. H., S. M. Yakisch and D. A. Melfi (1980): River nutrient and chemical transport estimation. *J. Env. Eng. Div. Am. Soc. Civ. Eng.*, **106**: 591-608.
- VITUKI (1980-2002): A Balaton tápanyagterhelésének mérése, mérlege és modellezése. (témafelelős: Jolánkai Géza, Bíró István) *Kutatási jelentések, Vízgazdálkodási Tudományos Kutatóintézet, Budapest*.
- Vollenweider, R. A. and Kerekes, J. J.(1982): Background and Summary Results of the OECD Cooperative Programme on Eutrophication. *OECD Report*, Paris
- Vollenweider, R.A. (1968): The scientific basis of lake eutrophication with particular reference to phosphorus and nitrogen as eutrophication factors. *Tech. Rep. DAS/DSI 68.27 OECD*, Paris, 159 p.
- Vollenweider, R.A. (1969): Möglichkeiten und Grenzen elementarer Modelle der Stoffbilanz von Seen. *Arch. Hydrobiologie* **66**: 1-36.
- Vollenweider, R.A. (1975): Input Output Models, with special reference to phosphorus loading concept in Limnology. *Schweizerische Zeitschrift für Hydrologie*, **37**: 53-58.
- V. Piliszky, Zs. és Oldal, I. (2003): Belterületi csapadékvizek vizsgálata Fonyód térségében, automata mérőállomással. *Balaton kutatásának 2002 évi eredményei, MTA, Budapest*.
- Vries, A., Klavers, H.C. (1994): Riverine fluxes of pollutants: monitoring strategy first, calculation methods second. *European Water Pollution Control*, **4**: 12-17.
- Wazer, J.N. van (ed.), (1961): Phosphorus and its Compounds, 2 Vols., Vol. 2.: *Technology, Biological Functions and Application*. Interscience, New York, pp. 2012.
- Yeasted, J.G., F.M.M. Morel (1978): Empirical insights into lake response to nutrient loading, with application to models of phosphorus in lakes. *Env. Science and Technol.*, **12 (2)**: 195-201.
- Young, T.C., J.V. DePinto, T.M. Heidtke (1988): Factors affecting the efficiency of some estimators of fluvial total phosphorus load. *Water Resour. Res.* **24 (9)**: 1535-1540.

Clement Adrienne

**A FOSZFORTERHELÉS MEGHATÁROZÁSA ÉS CSÖKKENTÉSÉNEK
HATÁSA SEKÉLY TAVAK FOSZFORFORGALMÁRA**

PhD értekezés függelékei

- 1. FÜGGELÉK: HAZAI TAVAK ÉS HOLTÁGAK TROFITÁSA A KÖRNYEZETVÉDELMI FELÜGYELŐSÉGEK VIZSGÁLATAI ALAPJÁN**
- 2. FÜGGELÉK: AZ ÉVES ANYAGÁRAMOK MEGHATÁROZÁSÁNAK MÓDSZEREI**
- 3. FÜGGELÉK: JAVASLATOK A BALATONI MONITORINGRENDSZER MŰKÖDTETÉSÉRE A TÁPANYAGTERHELÉS MEGHATÁROZÁSÁNAK PONTOSÍTÁSA ÉRDEKÉBEN**
- 4. FÜGGELÉK: A KIS-BALATON FELSŐ TÁROZÓJA (HÍDVÉGI-TÓ) ÉS A TATAI ÖREGTÓ P FORGALMÁT LEÍRÓ DINAMIKUS MODELL**

Hazai tavak és holtágak trofitása a környezetvédelmi felügyelőségek vizsgálatai alapján

Név, mintavételi hely	Összes P (átlag, mg/m ³)	Klorofill-a (átlag, mg/m ³)	Időszak
Észak-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség			
Feketeerdő	43	13	1995-1997
Sérfenyősziget	39	6	1995-1997
Máriakálnok Lajta-Hanság He.	46	6	1995-1997
Máriakimle	40	10	1995-1997
Horvátkimle	44	7	1995-1997
Dunaremete, Remetei tó	47	7	1995-1997
Hédervár	32	3	1995-1997
Ásványráró, Bokrosi tó	37	3	1995-1997
Ásványráró	203	55	1995-1997
Győrzsámoly, Fegyveres	61	15	1995-1997
Pinyéd	55	20	1995-1997
Győrújfalú, Szigetköz He.	39	3	1995-1997
Vámosszabadi, Patkányos	38	5	1995-1997
Doborgazsziget, Zátonyi Duna	44	11	1995-1997
Lipót, Holt-Duna	99	23	1995-1997
Ásványi Ágrendszer, Hajózási üzem előtti öböl	9	21	1994-1998
Ásványi Ágrendszer, Hajózási üzemnél	90	21	1994-1998
Cikolaszigeti ágrendszer, B4 bukónál	100	22	1994-1998
Lipóti Morotva tó	77	9	1994-1996
Fertő tó, Fertőrákos	88	9	
Tatai Öregtó, leeresztő zsilip	476	96	
Közép-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség			
Devecseri tározó	1216	152	1994-1998
Nagyteveli tározó	87	18	1994-1995
Pátkai tározó	155	82	1996-1999
Soponyai tározó	1118	232	1994-1998
Szálkai tározó	75	8	1994-1995
Zámolyi tározó	372	35	1994-1999

Név, mintavételi hely	Összes P (átlag, mg/m ³)	Klorofill-a (átlag, mg/m ³)	Időszak
Balaton, Keszthelyi-medence	92	15	1998-2002
Balaton, Szigligeti-medence	86	15	1998-2002
Balaton, Szemesi-medence	80	10	1998-2002
Balaton, Siófoki-medence	71	8	1998-2002
Velencei-tó, Gárdonyi nagytisztás	87	15	1994-2000
Velencei-tó, Agárd, fürdető	97	23	1994-2000
<i>Közép-dunántúli Vízügyi Igazgatóság</i>			
Pátkai tározó	557	92	1995-1998
Velencei tó fürdető	68	15	1997-1998
Velencei tó Gárdonyi tisztás	49	11	1997-1998
Velencei tó Német tisztás	44	10	1997-1998
Zámolyi tározó	340	58	1995-1998
<i>Nyugat-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség</i>			
Csónakázótó	113	19	1994
Horgásztó	193	94	1994
<i>Körös-vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség</i>			
Gerlai Holtág, 6.72 cskm	297	4	1994-1999
Szarvasi Holtág, torkolat	198	25	1994-1999
Békésszentandrás, Siratói Holtág	224	15	1994-1998
Peresi Holtág, Szivattyútelep	111	24	1994-1999
Boldisháti Holtág	200	35	1994-1999
Félhalmi Holtág, Rizstelepi lecsapolónál	135	36	1994-1999
Danzugi Holtág	286	18	1994-1999
Torzsási Holtág	106	38	1994-1999
Révlaposi Holtág	192	113	1994-1999
Siratói Holtág	208	50	1994-1999
Folyáséri Holtág	506	24	1994-1999
Holt-Sebes-Körös	221	12	1994-1999
<i>Dél-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség</i>			
05F501XX	84	16	1994-1999
05F502XX	174	1	1994-1999
05F503XX	51	6	1994-1999
05F504XX	364	15	1994-1999
05F505XX	133	3	1994-1999

Név, mintavételi hely	Összes P (átlag, mg/m ³)	Klorofill-a (átlag, mg/m ³)	Időszak
05F506XX	47	1	1994-1999
05F507XX	104	22	1994-1999
05F508XX	185	2	1994-1999
05F509XX	139	39	1994-1999
05F510XX	75	16	1994-1999
05F511XX	160	6	1994-1999
05F512XX	54	10	1994-1999
05F513XX	208	35	1994-1999
05F514XX	226	6	1994-1998
05F515XX	194	7	1994-1998
05F520XX	210	51	1995-1998
05F521XX	271	21	1994-1998
05F522XX	228	60	1994-1997
05F523XX	320	74	1994-1997
05F524XX	204	45	1994-1998
05F525XX	181	20	1994-1998
<i>Felső-Tisza vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség</i>			
Harangodi tározó, Harangod zsilip	112	57	1994-1999
Vajai tározó, Vajai zsilip	54	31	1994-1999
Székelyi tározó, Székely zsilip	117	74	1994-1999
Rohodi tározó, Rohod Zsilip	-	56	1992-1993
Rétközi tó, Szabolcsveresmart zsilip	91	45	1994-1999
Oláhréti tározó, Oláhréti zsilip	114	72	1994-1999
Nagyréti tározó, Nagyréti zsilip	174	103	1994-1999
Leveleki tározó, Levelek zsilip	58	56	1994-1999
Holt-Szamos, Tunyogmatolcs	235	84	1994-1998
Holt-Szamos, Géberjén	270	80	1994-1998
Bujtosi tavak, Nyíregyháza zsilip	204	186	1994-1999
<i>Alsó-Tisza vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség</i>			
Atkai Holt-Tisza	51 (PO4-P)	11	1994-1998
Körtvélyesi Holt-Tisza gátórház	63 (PO4-P)	38	1994-1998
Lakiteleki Holt-Tisza tőserdői átjáró	35 (PO4-P)	62	1994-1998
Nagyfai Holt-Tisza szivattyútelep	369 (PO4-P)	411	1994-1998
<i>Közép-Tisza vidéki Környezetvédelmi Felügyelőség</i>			

Név, mintavételi hely	Összes P (átlag, mg/m ³)	Klorofill-a (átlag, mg/m ³)	Időszak
Kiskörei-tározó, Tiszavalki medence	199	43	1994-2000
Kiskörei-tározó, Poroszlói medence	111	28	1994-2000
Kiskörei-tározó, Sarudi-medence	117	31	1994-2000
Kiskörei-tározó, Abádszalóki medence	114	44	1994-2000

Jelölések:

Az OECD trofitási osztályok alapján (Vollenweider és Kerekes, 1982)

	Oligotróf	Mezotróf	Eutróf	Hipertróf
ÖP _{átlag} (mg/m ³)	<10	10-35	35 - 100	> 100
Chl _{átlag} (mg/m ³)	< 2.5	2.5-8	8-25	> 25
Chl _{max} (mg/m ³)	< 8	8-25	25-75	> 75

Az éves anyagáramok meghatározásának módszerei

1. Az éves átlagterhelés becslésre szolgáló „átlagolási” módszerek:

1.	$\hat{L} = \sum_{m=1}^{12} \sum_{j=1}^{N_m} q_{jm} \left[\frac{\sum_{i=1}^{n_m} c_{ijm}}{n_m} \right]$	(Dolan et al., 1981)
2.	$\hat{L} = \sum_{h=1}^4 \sum_{j=1}^{N_h} q_j h \left[\frac{\sum_{i=1}^{n_h} c_{ijh}}{n_h} \right]$	(Dolan et al., 1981)
3.	$\hat{L} = \frac{365}{n} \sum_{i=1}^n q_i c_i$	(Dolan et al., 1981)
4.	$\hat{L} = \frac{365}{12} \sum_{m=1}^{12} \left[\frac{\sum_i q_{im}}{N_m} \right] \left[\frac{\sum_i c_{im}}{n_m} \right]$	(Ferguson, 1987)
5.	$\hat{L} = \frac{365}{4} \sum_{h=1}^4 \left[\frac{\sum_i q_{ij}}{N_h} \right] \left[\frac{\sum_i c_{ih}}{n_h} \right]$	(Ferguson, 1987)
6.	$\hat{L} = \sum_{k=1}^2 \frac{N_k}{n_k} \left[\sum_{i=1}^{n_k} q_{ik} c_{ik} \right]$	(Verhoff at al, 1980)

1. - napi vízhozam, havi koncentráció; 2.- napi vízhozam, háromhavi koncentráció; 3 – átlagterhelés; 4. – havi vízhozam és koncentráció; 5. – háromhavi vízhozam és koncentráció; 6. – rétegzett átlagterhelés)

2. Az éves átlagterhelés becslésére kidolgozott aránybecslő módszerek („ratio methods”):

1.	$\hat{L} = (\bar{l}/\bar{q})Q$	(Cochran, 1967)
2.	$\hat{L} = \bar{r}Q + \frac{n(N-1)}{(n-1)}(\bar{l} - \bar{r}q)$	(Hartley és Ross, 1954)
3.	$\hat{L} = \hat{R}_q Q$	(Quenouille, 1959)
4.	$\hat{L} = \left[\hat{R}_- + \frac{n(N-n+1)}{N\bar{q}}(\bar{l} - \hat{R}_- \bar{q}) \right] Q$	(Mickey, 1959)
5.	$\hat{L} = \hat{R} \left[\frac{1 + (1/n - 1/N)(s_{lq}/\bar{l}\bar{q})}{1 + (1/n - 1/N)(s_q^2/\bar{q}^2)} \right] Q$	(Beale, 1962)
6.	$\hat{L} = \hat{R} \left[1 - (1/n - 1/N) \left[\frac{s_q^2}{\bar{q}^2} - \frac{s_{lq}}{\bar{l}\bar{q}} \right] \right] Q$	(Tin, 1965)

3. Az éves átlagterhelés becslésére kidolgozott regressziós összefüggések:

$$\begin{aligned}
 1. \hat{L} &= \sum_{i=1}^{365} q_i \left[\exp(\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 \ln(q_i)) \exp(s_{cr}^2/2) \right] && \text{(Ferguson, 1986)} \\
 2. \hat{L} &= \sum_{i=1}^{365} q_i \left[\exp(\hat{\beta}_0 + \hat{\beta}_1 \ln(q_i)) \right] \text{(MVUE BCF)} && \text{(Cohn et al, 1989)} \\
 3. \hat{L} &= \sum_{i=1}^{365} \exp(\hat{\beta}_0^* + (\hat{\beta}_1 + 1) \ln(q_i)) && \text{(Young és DePinto, 1988)}
 \end{aligned}$$

MVUE BCF – minimumvariancia, eltérés korrigáló tényezővel

Alkalmazott jelölések:

- h – negyed
- i – mintavételi nap indexe,
- j – napok száma az egyes időintervallumokban,
- k – réteg index,
- \bar{I} – éves terhelés,
- \hat{L} – becsült éves terhelés,
- m – hónap,
- M – szabadságfok,
- n – mintavételi napok száma,
- N – a napok összes száma,
- \bar{q} – átlagos vízhozam,
- Q – összes vízzállítás,
- \bar{r} – átlagos minta arány,
- \hat{R}_Q – ratio (arány),
- R – a teljes idősorra vonatkoztatott arány,
- s_{1q} – a terhelés és vízhozam közötti kovariancia,
- s_q^2 – a vízhozam varianciája,
- s_{cr}^2 – a koncentráció előrejelzésében található maradék varianciája,
- S_e – standard hiba,
- $\hat{\beta}_0, \hat{\beta}_1$ – illesztett regressziós paraméterek,
- $\hat{\beta}_0^*, \hat{\beta}_1^*$ – illesztett robusztus regressziós paraméterek.

Javaslatok a balatoni monitoringrendszer működtetésére a tápanyagterhelés meghatározásának pontosítása érdekében

A Balaton tápanyag terhelését annak ellenére, hogy közel három évtizede mérjük és kutatjuk, még mindig nem ismerjük kellő pontossággal. A különböző rendeletek előírásait végrehajtva, részben saját erőből, a területi hatóságok nagy erőfeszítéssel, sok munkával végeznek rendszeres méréseket és különböző célvizsgálatokat. Az eredmények sok esetben nem hasznosulnak kellőképpen, a vizsgálatok nem mindig kellően átgondoltak és az adatok nem hozzáférhetőek. A tápanyagterhelés meghatározását többen, többféle módszerrel, ki-ki a saját méréseire és számítási módszereire támaszkodva végzi. A helyzet javításához tudományosan megalapozott mérési program kidolgozására és megvalósítására van szükség, melyet az eddigi mérési eredményeket felhasználva, a tápanyagterhelés számítását végző szakemberek vezetésével, a vízügyi igazgatóságok és a környezetvédelmi felügyelőségek bevonásával sürgősen meg kell tenni.

A terhelés becslések javítása érdekében az alábbiakat javasoljuk:

- (i) Szükségesnek tartjuk a terhelés meghatározását célzó mintavételi szelvényekben a vízmennyiség mérés pontosítását. Ahol a hidraulikai viszonyok (pl. a Balaton visszaduzzasztó hatása, vagy tározók) ezt nem teszik lehetővé, célszerűbb a gyakoribb mintavételezést a vízhozam-mérési szelvényhez áthelyezni.
- (ii) A tó második legnagyobb befolyóján, a Nyugati Övcsatornán érkező tápanyag terhelés meghatározását pontosítani kell. A vízhozam mérés az elmúlt évben az ultrahangos műszer telepítésével megoldódott ugyan, a kétheti, rendszeres időközönként végzett mérések azonban nem elegendők a terhelés pontos meghatározására. Mivel az övcsatorna vízhozamát nemcsak a hidrológia jellemzők, hanem az antropogén hatások is befolyásolják (tározók leeresztése, belvíz átemelés), a vízminőségi mintavételeket a mindenkori befolyó vízmennyiséghez kell igazítani. Az ultrahangos vízmennyiségmérő lehetővé teszi a távmérést, ezért javasoljuk olyan mintavételi program kidolgozását, melyben a mindenkori vízhozam függvényében határozzák meg a mintavételi gyakoriságot. A jelenleg felállított, csapadékra vezérelt japán mintavevő készülék a Nyugati Övcsatorna esetében erre a célra teljes mértékben alkalmatlan.
- (iii) A japán automata mintavevők esetében meg kell oldani a vízhozam vezérlést, vagyis azt, hogy a mintázás ne a csapadékeseményre, hanem a mederbeli vízállás változásra induljon (a lokális csapadék által vezérelt műszer együttes nem a vízgyűjtő lefolyási

eseményét méri hanem csak egy egészen kis lokális vízgyűjtő eseményét). A mintavételi gyakoriságot a vizsgált patak vízjárás jellemzőit figyelembe véve kell meghatározni. A mintavevőket csak olyan vízfolyásra célszerű telepíteni, melyek jellemzően „dinamikus” vízjárásúak, és lehetőleg olyan szelvénybe, ahol folyamatos vízállás regisztrálás történik. Utóbbi azért lényeges, mert a vízhozam pontos ismerete a terhelés meghatározás legfontosabb eleme, és az eddigi tapasztalatok arra utalnak, hogy célszerű az automata műszert egyidejű mérésekkel ellenőrizni. A terhelés meghatározását szolgáló pontosabb eljárás kidolgozásához egy-egy vízfolyáson minél több árhullám kimérésére, és emellett rendszeres (az alapterhelés meghatározását célzó) kisvizi mérésekre van szükség. Ezért javasoljuk, hogy automata mintavevőt olyan helyekre telepítsenek, ahol rendszeres vizsgálat is folyik, mert csak így van lehetőség az egész éves terhelés „kimérésére”.

- (iv) Fokozott figyelmet kell fordítani a halastavakból származó terhelés meghatározására. Ehhez a lehalászás idején, a leeresztés időszakában szükséges a tavakat mintázni.
- (v) A belterületi lefolyás mérését szolgáló célvizsgálatokat Folyódon és Keszthelyen továbbra is folytatni kell, és javasolt hasonló méréseket más településeken is végezni. Az eddigi méréseket célszerű lenne egy tanulmány keretében feldolgozni, a VITUKI azonos célból végzett méréseivel együtt. Vizsgálni kell a meglévő ülepítők és szűrőmezők hatékonyságát.
- (vi) A belterületi lefolyások mintázásával egyidejűleg a lefolyást kiváltó csapadékmennyiséget és intenzitást is mérni kell. Az adatok akkor használhatóságát jelentősen javítja, ha ismerjük a méréshez tartozó vízgyűjtőterület fontosabb jellemzőit (pl. burkolt felületek nagysága).
- (vii) Javasoljuk az eróziós mérések folytatását a kijelölt kisparcellákon. A terhelés meghatározásához azonban nem elegendő a talajelmozdulás és a parcellákról lefolyó víz tápanyagtartalmának ismerete, hanem az eróziós terhelés hatását a mintaterületről lefolyó vizeket szállító vízfolyás integrált szelvényeiben is vizsgálni kell.
- (viii) Az eróziós terhelés pontosabb meghatározásának elengedhetetlen feltétele a lebegőanyag koncentrációk ismerete. A felszíni vizek vizsgálati és minősítési rendszerére vonatkozó MSZ 12749 szabvány sajnálatos módon 1994-től havira csökkentette a lebegőanyag meghatározás gyakoriságát. Javasoljuk, hogy a Balaton vízgyűjtő befolyóinál a lebegőanyag koncentrációt minden mintából mérjék meg (tehát a szokások mintavételezésnek megfelelően, a tápanyag koncentrációkhoz hasonlóan heti-kétheti gyakorisággal).
- (ix) A tápanyag terhelés meghatározását a különböző adatbázisokat (vízrajzi, vízminőségi, hirdometeorológiai, területhasználati, domborzati, talajvédelmi, stb.) integrálva, térinformatikai (GIS) alapokra kell helyezni. A módszertan

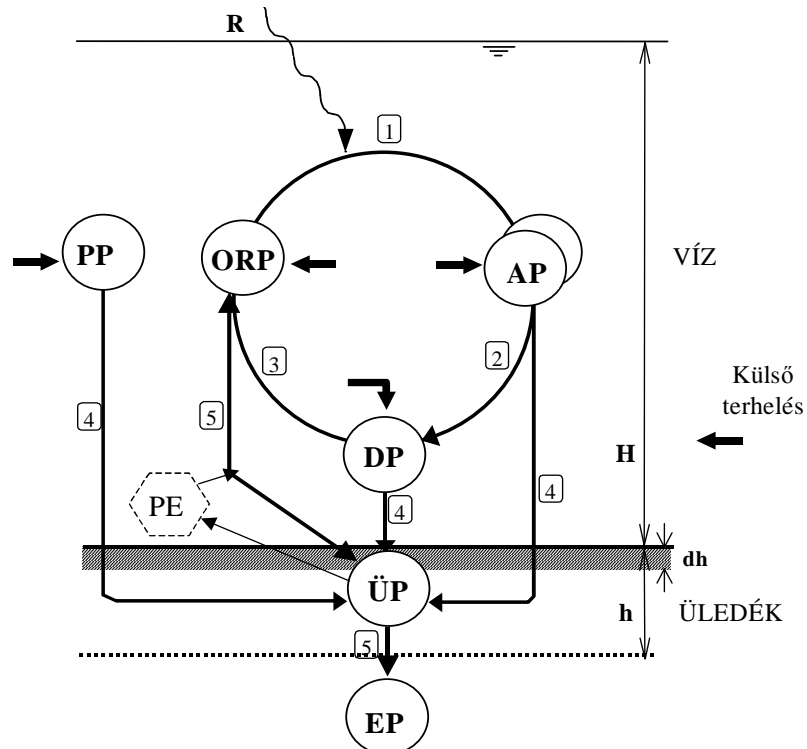
kidolgozásához javasoljuk a VITUKI által elkészített koncepció tervet és a Zala vízgyűjtőn tesztelt modellszámítások eredményeit felhasználni (Jolánkai és Bíró, 2000). A terhelés becslést egységes módszertan alapján visszamenőleg, a múltbeli adatokkal is el kell végezni a beavatkozások hatásának értékelhetősége érdekében. A vízháztartás (vízmérleg) számítást a tápanyagmérleggel együtt, a hidrológiai modellek felhasználásával kell elvégezni. A modellek kalibrálásához a rendszeres monitoring adatokon túlmenően az egy-egy célterületen végzett mérések eredményeit (pl. árhullám mérések az automata mintavevőkkel, belterületi lefolyás mérés, eróziós vizsgálatok stb.) is fel kell használni.

- (x) A rendszeres méréseket vizsgálati eredményei mellett (a 16/2001. (K. Ért. 7.) KöM-KöViM-EüM együttes utasításainak megfelelően) a célvizsgálatok eredményeit is a Balatoni adatbankban kell tárolni. Az adatokat a Balaton kutatást végző Intézmények számára hozzáférhetővé kell tenni.
- (xi) A mezőgazdasági eredetű tápanyagterhelés pontosabb becsléséhez alapvető fontosságú a statisztikai adatok kisvízgyűjtőnkénti nyilvántartása. Ma ezeket az adatokat csupán adminisztratív szempontok alapján dolgozzák fel, a nyilvántartások egyike sem esik egybe a vízgyűjtő határokkal.

A Kis-Balaton Felső Tározója (Hídvégi-tó) és a Tatai Öregtó P forgalmát leíró dinamikus modell

1. A modell felépítése

A modell – a Balatonra (Somlyódy és van Straten, 1986) és a Kis-Balatonra (Somlyódy és mtsai, 1996, Clement és mtsai, 1998) korábban alkalmazott modellekhez hasonlóan – a tavi P ciklus meghatározó folyamatait tartalmazza. A víztérben négy, az üledékben két kompartmentet különböztet meg (1. ábra). Mivel az algaszaporodás szinte az egész évben intenzív, a modellekben két domináns algacsoportot (“nyári” és “téli” alga) használtunk. A modell figyelembe veszi az algák szaporodását és az ezt befolyásoló limitáló mechanizmusokat: az algapusztulást, a detritusz mineralizációját, valamint a partikulált frakciók ülepedését. A kiülepedéssel a partikulált frakciók az üledék P kompartmentjébe kerülnek. A belső terhelést a víztér és az üledék közötti “egyensúlyi koncentráció” szabályozza az üledék P tartalmának függvényében. A modell figyelembe veszi az üledék megújulását. Az éves lerakódással (dh) az azonos P koncentrációval jellemzett aktív réteg (h) fokozatosan fölfelé tolódik el, miközben alul egy dh vastagságú réteg eltemetődik (Lijklema és mtsai, 1986). Az eltemetett rétegben lévő P így örökre kikerül a tavi P ciklusból. Az üledék átalakulásának sebessége a dh/h hányadostól függ.



1. ábra: Modell felépítése

Jelölések: AP- alga P, DP - detritusz P, ORP - oldott szerves P, PP - formált szerves P, ÜP - formált P az üledékben, EP – eltemetődött P; 1 - szaporodás, 2 - pusztulás, 3 - mineralizálódás, 4 - ülepedés, 5 - adszorpció-deszorpció; PE a víz és az üledék közötti egyensúlyi koncentráció

A modellben a tavat teljesen elkeveredett medencének, illetve a Hídvégi-tó esetében három egymást követő, sorba kapcsolt reaktornak tekintettük, ami sekély, szélhatásnak kitett tavaknál elfogadható közelítés.

1.1 Alapegyenletek

Az állapot változók kapcsolatát meghatározó folyamatok leíró egyenletei az alábbiak:

$$\frac{dAP_i}{dt} = l_{k,AP_i} - AP_i \cdot q / H + SZAP_i - PUSZT_i - \dot{U}LEPEDÉS_i \quad (1)$$

$$\frac{dDP}{dt} = l_{k,DP} - DP \cdot q / H + \sum_i PUSZT_i - MIN - \dot{U}LEPEDÉS$$

(2)

$$\frac{dORP}{dt} = l_{k,ORP} - ORP \cdot q / H + MIN - \sum_i SZAP_i + k_{ex}(PE - ORP) \quad (3)$$

$$\frac{dPP}{dt} = l_{k,PP} - PP \cdot q / H - \dot{U}LEPEDÉS \quad (4)$$

$$\frac{d\ddot{U}P}{dt} = AKKUMULÁCIÓ - ELTEMETÔDÉS + SZORP \quad (5)$$

$$\frac{dEP}{dt} = ELTEMETÔDÉS \quad (6)$$

ahol AP_i az alga biomassa P tartalma ($i=1$ téli alga és $i=2$ nyári alga), DP a holt szerves anyag (detritusz) és ORP az oldott szerves P (g/m^3), $l_{be}-q \cdot P$ a befolyó és kifolyó anyaghozam ($g/m^3/nap$).

A modell bemeneti függvényei:

$l_{ASbe}, l_{AWbe}, l_{Dbe},$	a befolyó (külső) alga, detritusz és
l_{Pbe} [$mg/m^3, d$]	szerves P terhelés,
q [m/d]	hidraulikai terhelés,
T [$^{\circ}C$]	víz hőmérséklet,
I [$kJ/m^2, d$]	napi teljes globális sugárzás,
f [-]	fotoperiódus hossza.

Az algaszaporodási ráták számítása:

$$SZAP = G_{max} \cdot f_T \cdot f_I \cdot f_P \cdot AP_i \quad (7)$$

G_{max} [$1/d$]	maximális szaporodási ráta,
f_T [-]	hőmérséklet limitációs tényező,
f_I [-]	fénylimitációs tényező,
f_P [-]	foszforlimitálás tényezője.

A hőmérsékleti limitálás számításánál a Balatonra alkalmazott modellekhez hasonlóan (Kutas és Herodek, 1986; van Straten, 1986) optimális és kritikus vízhőmérsékletet (mely felett a szaporodás megszűnik) vettünk figyelembe:

$$f_T = \frac{T_{kr} - T}{T_{kr} - T_{opt}} \cdot \exp\left(1 - \frac{T_{kr} - T}{T_{kr} - T_{opt}}\right) \quad T \leq T_{krit}$$

$$f_T = 0 \quad T > T_{krit}$$

(8)

T	[°C]	aktuális vízhőmérséklet,
T _{kr}	[°C]	optimális vízhőmérséklet,
T _{opt}	[°C]	kritikus vízhőmérséklet.

A fénylimitálást a Lambert-Beer törvény és a Steel egyenlet alapján, mélység menti és napi átlagban (kétszeri integrálással) lineáris (háromszög alakú) fényintenzitás menetgörbe feltételezésével az alábbiak szerint kapjuk:

$$f_I = \frac{2.718 \cdot f}{k_e \cdot H} \left\{ \frac{1}{2 \cdot a_1} [1 - \exp(-2 \cdot a_1)] - \frac{1}{2 \cdot a_0} [1 - \exp(-2 \cdot a_0)] \right\} \quad (9)$$

ahol

$$a_1 = \frac{I}{f \cdot I_s} \exp(-k_e \cdot H) \quad \text{és} \quad a_0 = \frac{I}{f \cdot I_s} \quad (10)$$

f	[-]	a fotoperiódus hossza,
I	[kJ/m ² d]	napi teljes globális sugárzás,
I _s	[kJ/m ² d]	optimális fényintenzitás,
k _e	[1/m]	az eredő extinkciós tényező.

Az eredő extinkciós tényezőt a szervesanyag tartalom és a huminanyagok által befolyásolt algamentes vízbéli háttérentinkció és az algától függő önárnyékolást kifejező tag összegéből számítjuk:

$$k_e = k_h + \alpha \cdot \sum_i AP_i \quad (11)$$

α	[m ² /mg]	önárnyékolási tényező,
k _e	[1/m]	háttérentinkció.

A foszforlimitálás a klasszikus Monod kinetika szerint:

$$f_p = \frac{IP}{Ka + IP} \quad (12)$$

Ka	[mg/m ³]	féltelítési állandó.
----	----------------------	----------------------

A pusztulási ráta és a mineralizációs ráta hőmérsékletfüggő:

$$PUSZT = D_{0i} \cdot \Theta_D^{T-20} \cdot AP_i \quad (13)$$

$$MIN = M_0 \cdot \Theta_M^{T-20} \cdot DP \quad (14)$$

D_0	[1/d]	pusztulási ráta T = 20 °C -on
M_0	[1/d]	mineralizációs ráta T = 20 °C -on
θ_D	[-]	pusztulás hőmérsékleti tényező
θ_M	[-]	mineralizáció hőmérsékleti tényező

A partikulált frakciók ülepedését az ülepedési sebesség határozza meg:

$$\ddot{U}LEPEDÉS = \frac{v_{SAi}}{H} \cdot AP_i; \quad \frac{v_{SD}}{H} \cdot (1 - \gamma) \cdot DP; \quad \frac{v_{SPP}}{H} \cdot PP \quad (15)$$

v_{SA}, v_{SD}, v_{SPP}	[m/d]	alga, detritusz és szerves partikulált P ülepedési sebességek,
γ	[-]	detritusz oldott (nem ülepedő) hányada,
H	[m]	átlagos vízmélység,

A belső terhelést az üledék és a víztér közötti szorpció - deszorpció határozza meg, amely az egyensúlyi koncentráció függvénye:

$$SZORP = k_{ex} \cdot (PE - ORP) \quad (16)$$

PE	[mg/m ³]	egyensúlyi koncentráció
k_{ex}	[1/d]	szorpció anyagátadási tényező

A partikulált frakciók egy része a vízből kiülepedve az üledék felső, h vastagságú aktív rétegébe kerül. Az üledékbeli partikulált P meghatározza az aktív réteg szorpció tulajdonságait, melyet egy Langmuir típusú szorpció izoterma jellemez. Az egyensúlyi koncentráció az üledék adszorbeált P tartalmának függvényében felírható:

$$PE = \frac{Pa}{b(Pm - Pa)} \quad (17)$$

Pa	[mgP/g sz.a.]	összes adszorbeált P,
Pm	[mgP/g sz.a.]	adszorpció kapacitás,
b	[m ³ /mg]	egyensúlyi konstans.

Pa az üledék P tartalmával közelíthető:

$$Pa = \frac{P\ddot{U} \cdot 10^{-3}}{\rho_s (1 - w)} \quad (18)$$

ρ_s	[mg/m ³]	a száraz üledék sűrűsége,
w	[-]	az üledék víztartalma.

Az üledékben lévő partikulált P felhalmozódása és eltemetődése az aktív rétegvastagság és a lebegőanyag kiülepedés (üledékképződés) függvényében változik.

$$AKKUMULÁCIÓ = \frac{\sum_i v_{SAi} \cdot AP_i + v_{SD} \cdot (1 - \gamma) \cdot DP + v_{SPP} \cdot PP}{h} \quad (19)$$

$$ELTEMETÔDÉS = \frac{dh}{h} PP_s \quad (20)$$

dh	[m/év]	az üledék képződés sebessége,
h	[m]	az aktív üledékréteg vastagsága.

1.2 A mért adatok és a modellek által használt állapotváltozók megfeleltetése

A modell által inputként felhasznált terhelés adatokat a Hídvégi tóra a Zala Zalaapáti szelvényében mért vízminőségi adatokból állítottuk elő. A transzformáció a biológiailag hozzáférhető P becslésén alapul (Somlyódy és mtsai, 1997b). Ha az x vektor jelenti a mért komponenseket: [klorofill (Chl-a), összes foszfor (ÖP), összes oldott foszfor (TOP), oldott reaktív foszfor (PO4-P)]; és az y vektor tartalmazza az állapotváltozókat: [alga foszfor (AP), detritusz foszfor (DP), oldott reaktív foszfor (IP), partikulált szerves foszfor (PIP)], akkor a transzformációs mátrix:

$$y = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 \\ -1 & 0.35 & 0.65 & -1 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \\ 0 & 0.65 & -0.65 & 0 \end{pmatrix} \cdot x$$

Hasonlóképpen vissza kell konvertálnunk az állapotváltozóknak megfelelő frakciókat a modell kalibrálásához is, hiszen csak így tudjuk összehasonlítani a szimulációk eredményét a megfelelő komponensek mért értékeivel. Jelentse most a z vektor a Hídvégnél (a tározó kifolyásánál) mért komponenseket [Chl-a, ÖP, TOP, ORP], akkor a modell állapotváltozói (y vektor) és a mérések kapcsolatát leíró transzformációs mátrix (γ a detritusz oldott hányada, előre nem definiáljuk, hanem a modellben paraméterként jelenik meg):

$$y = \begin{pmatrix} 1 & 0 & 0 & 0 \\ 1 & 1 & 1 & 1 \\ 0 & \gamma & 1 & 0 \\ 0 & 0 & 0 & 1 \end{pmatrix} \cdot x$$

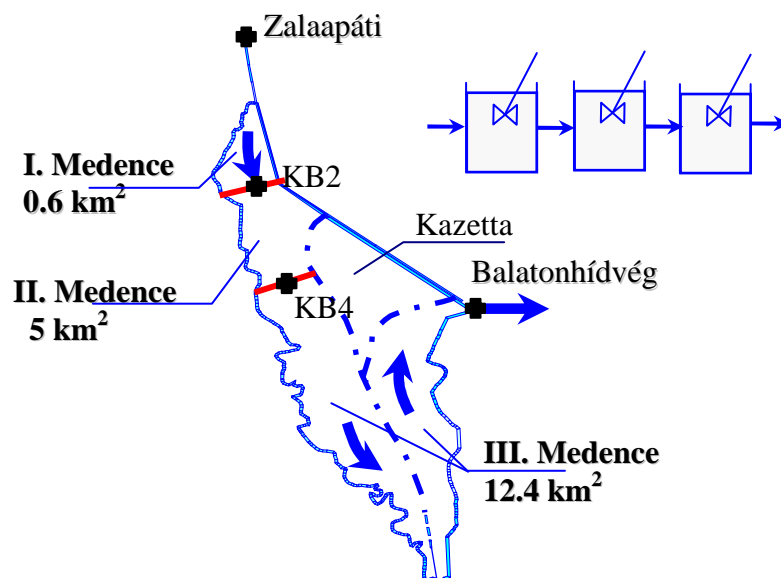
A Tatai Öregtóra hasonlóképp jártunk el, azzal a különbséggel, hogy a bemenetként használt Általér, Öregtő feletti, és a tó vízminőségét jellemző, a leeresztő zsilipnél a zalai adatokhoz képest ritkábban és kevesebb komponens állt rendelkezésre (2.2 fejezet).

2. A modellek kalibrálása és igazolása

2.1 Felhasznált adatok

A Hídvégi-tóra a Nyugat-dunántúli Vízügyi Igazgatóság mérési adatait használtuk, az 1986-2002 időszakra. Napi adatokkal rendelkezünk a befolyó és kifolyó szelvényben a vízhozamra, az összes P és a PO₄-P koncentrációkra. A modellben használt többi komponensre (Chl-a, TOP, vízhőmérséklet) és a tározó belső pontjaira (2. ábra) heti gyakoriságú mérések álltak rendelkezésre⁹.

A modellben a tározót három egymást követő reaktorra bontottuk. A szegmenseket (I., II., és III. Medence) a tározó belső a monitoring szelvényeinek elhelyezkedése alapján határoltuk le: a felső (nyak) rész a KB2 jelű mintavételi pontig, a középső rész a KB6 jelű pontig tart. Az egyes medencék területei rendre: 0.6, 5 és 12.4 km² (2. ábra).



2. ábra: A Hídvégi tó szegmentálása a modellben

A Tatai Öregtóra az Észak Dunántúli Vízügyi Igazgatóság és Környezetvédelmi Felügyelőség napi vízhozam és havi-kétheti gyakoriságú PO₄-P, ÖP, klorofill, vízhőmérséklet adatait használtuk az Általér Öregtó feletti és a tó leeresztő zsilipjénél lévő szelvényekben, az 1986-2000 közötti időszakra. Az adatok sok esetben hiányosak és ellentmondásosak voltak. Rendszeres (kétheti) összes P mérést csak 1994 óta folytatnak. Mivel nem volt elegendő hosszú idősor a terheléscsökkentés előtti állapot elemzéséhez, a hiányzó ÖP méréseket az 1986-1993 közötti időszakra a szórványos ÖP mérések és a PO₄-P és a klorofill értékek között felállított regressziós összefüggés alapján becsültük (Honti, 2000).

⁹ A KB2 ponton 1998-ban abbahagyták a mintavételt.

2.2 A modellek kalibrálása

A modellek kalibrálását és igazolását a modellezésnél szokványos módon végeztük el, bizonyos éveket választottunk a kalibrálásra, majd ettől függetleneket az igazolásra. Célunk az volt, hogy a teljes, beavatkozások (terheléscsökkentés) előtti és utáni időszakot a lehetőség szerint változatlan paraméterekkel le tudjuk írni.

A kalibrálás során a következőket tartottuk szem előtt:

- A tavak foszfor visszatartása (ÖP és BHP) egyezzen az éves anyagmérlegekből számított visszatartással;
- A szimulált ÖP, Chl-a és PO₄-P koncentrációk szezonális változása lehetőleg minél jobban egyezzen a mérésekkel;
- A modell paraméterek lehetőség szerint a szakirodalomban megadott tartományokon belül legyenek, különös tekintettel a Balatonra kalibrált modellekre (1. táblázat);
- A modellbeli szorpciós izoterma a Hídvégi tó és a Tatai tó talaj- és üledékkémiai vizsgálatainak eredményeivel összhangban legyen;
- Az üledék pórusvíz koncentrációja és a külső terhelés, az ÖP visszatartás és az üledék képződés becslése alapján számított üledék P koncentráció nagyságrendileg egyezzen a mérésekből rendelkezésre álló tapasztalatokkal.

A modellt a „Modell Maker” nevű szoftvercsomag¹⁰ segítségével építettük fel. A differenciál egyenletek megoldásához hat pontos Runge-Kutta módszert használtuk. A kalibrálást a szoftverbe beépített „Simplex” és „Marquardt” algoritmusokkal végeztük.

1. Táblázat: Kalibrált paraméterek értékei a Hídvégi és a Tatai tavakra

Paraméter			Hídvégi tó		Tatai tó	
Név	Rövidítés	Mértékegység				
Max. algaszaporodási ráta	G _{max}	1/d	3.3 ^(S)	0.8 ^(W)	3.5 ^(S)	1.5 ^(W)
Optimális hőmérséklet	T _{opt}	°C	28 ^(S)	5 ^(W)	20 ^(S)	6 ^(W)
Kritikus hőmérséklet	T _{kr}	°C	35 ^(S)	12 ^(W)	30 ^(S)	15 ^(W)
Optimális sugárzás	I _s	kJ/m ² ,d	1500 ^(S)	350 ^(W)	1700 ^(S)	350 ^(W)
Háttérentinckció	k _h	1/m	1.5		1.5	
Önárnyékolási tényező	α	m ² /mg	0.015		0.015	
Féltelítési állandó	K _a	mg/m ³	5		7	
Pusztulási ráta	Do	1/d	0.15		0.25	
Mineralizációs ráta	Mo	1/d	0.4		0.3	

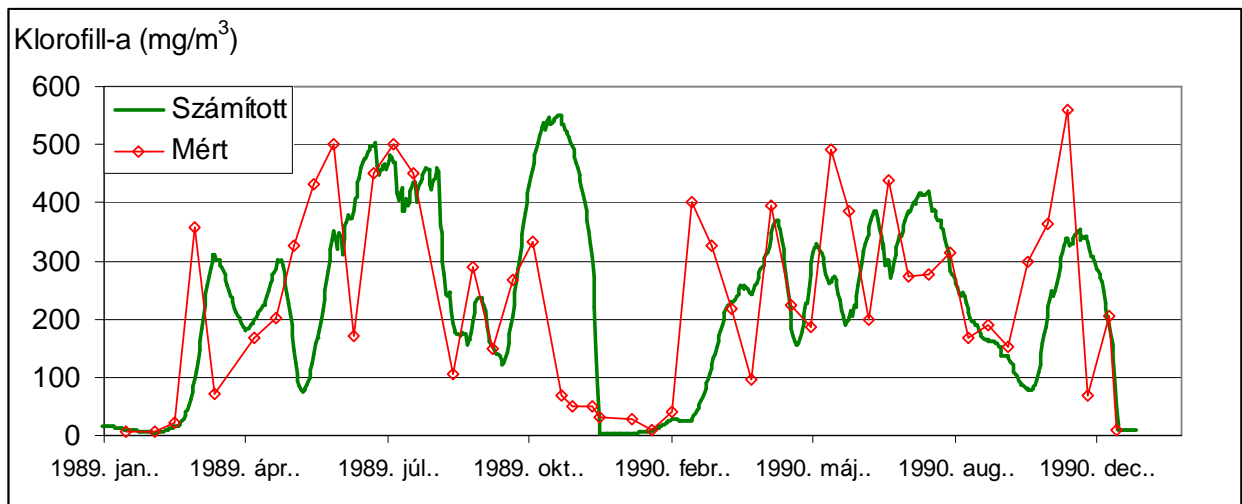
¹⁰ Cherwell Scientific Publishing Ltd.

Paraméter			Hídvégi tó	Tatai tó
Név	Rövidítés	Mértékegység		
Chl/algaP arány	-	-	1	1
Pusztulás hőmérsékleti tényező	θ_D	-	1.08	1.08
Mineralizáció hőmérsékleti tényező	θ_M	-	1.05	1.05
Alga ülepedési sebesség	v_{SA}	m/y	0.03	0.03
Detritusz ülepedési sebesség	v_{SD}	m/y	0.03	0.06
Partikulált szerves P ülepedési sebesség	v_{SPIP}	m/y	0.25	0.15
Detritusz oldott hányada	γ	-	0.4	0.4
Szorpció anyagátadási tényező (üledék-vízfázis)	k_{ex}	1/d	0.4	0.08
Langmuir izoterma paramétere	Pm	mg/m ³	$6 \cdot 10^7$	$1.1 \cdot 10^7$
- " -	b	-	0.004	0.002
Átlagos vízmélység	H	m	1	1
Aktív üledékréteg vastagság	h	m	0.15	0.1
Üledék víztartalma	w	%	75	80
Üledékképződés sebessége	Δh	cm/y	$1.5^{(I)}/0.35^{(II)}/0.2^{(III)}$	0.3

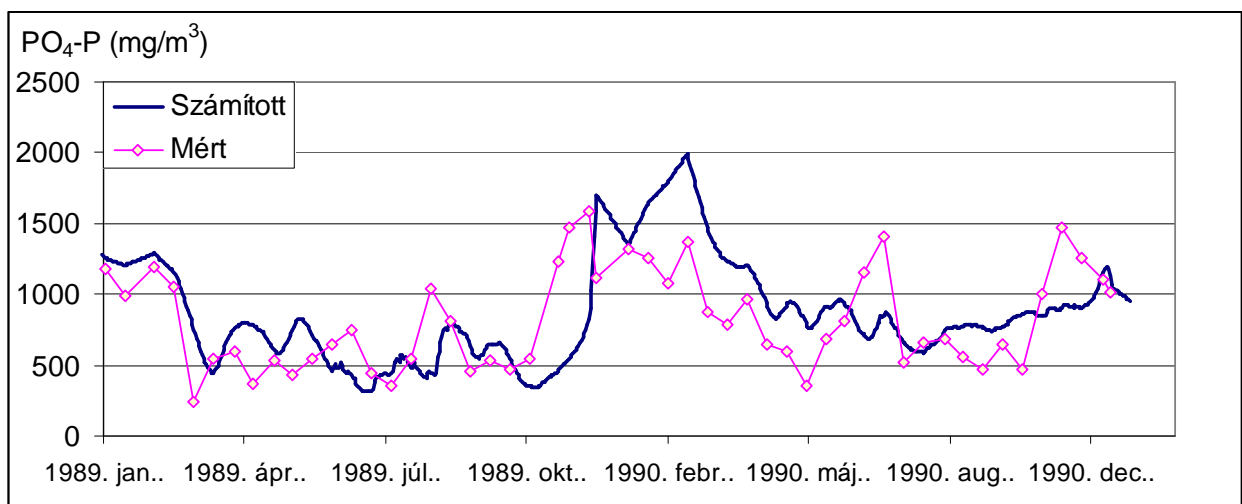
Megjegyzések: S - nyári alga W - téli alga, I, II, III – a Hídvégi tó medencéi

A 3. ábra a Tatai Öregtó kifolyójában 1989ben és 1990-ben mért és a modellel számított klorofill-a és foszfát koncentrációt mutatja. Amint ez a 4. ábrán látható, a modell bizonyos években jelentősen felülbecsli az alga biomasszát, miközben az összes P-ra az egyezés elfogadható (az eltérést az alga ülepedés túlbecslése okozza). Mivel semmilyen jel nem utal arra, hogy a biomasszát a tápanyag korlátozná (a mérések szerint a vízben a felvehető foszfát feleslegben van), a jelenséget a modellben figyelmen kívül hagyott tényező okozza. Az összes P jobb egyezéséhez a modellt úgy korrigáltuk, hogy 1993 után a keletkező algák meghatározott százalékát foszfáttá konvertáltuk („zooplankton legelés”).

(a)

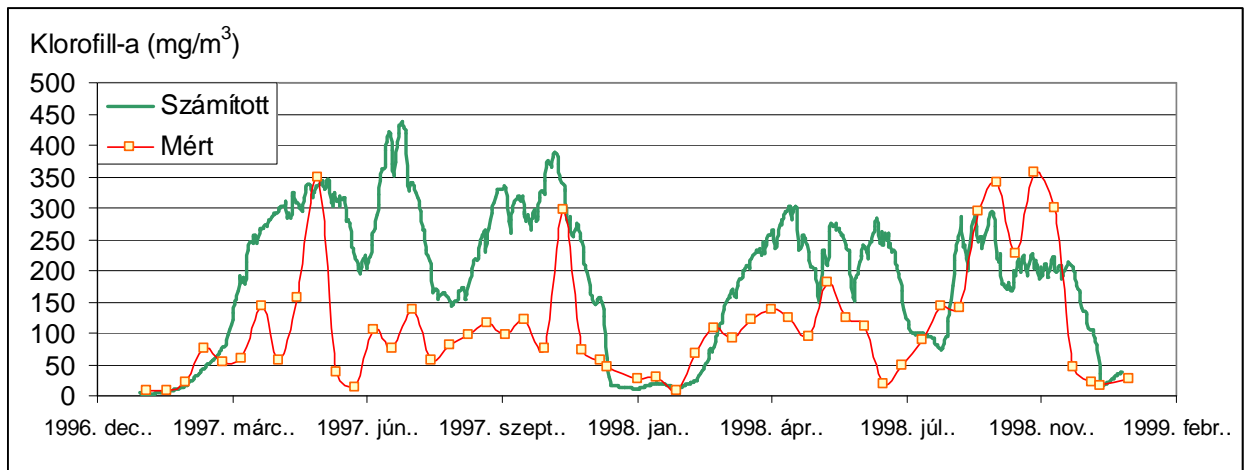


(b)

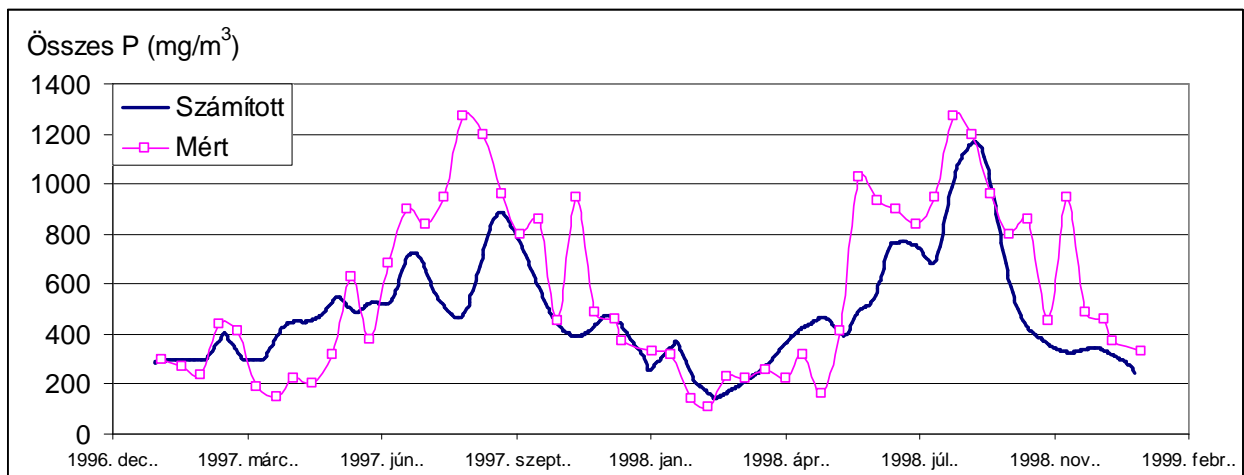


3. ábra: Mért és számított klorofill-a (a) és foszfát (b) koncentrációk a Tatai-tó leeresztő zsilipjénél

(a)



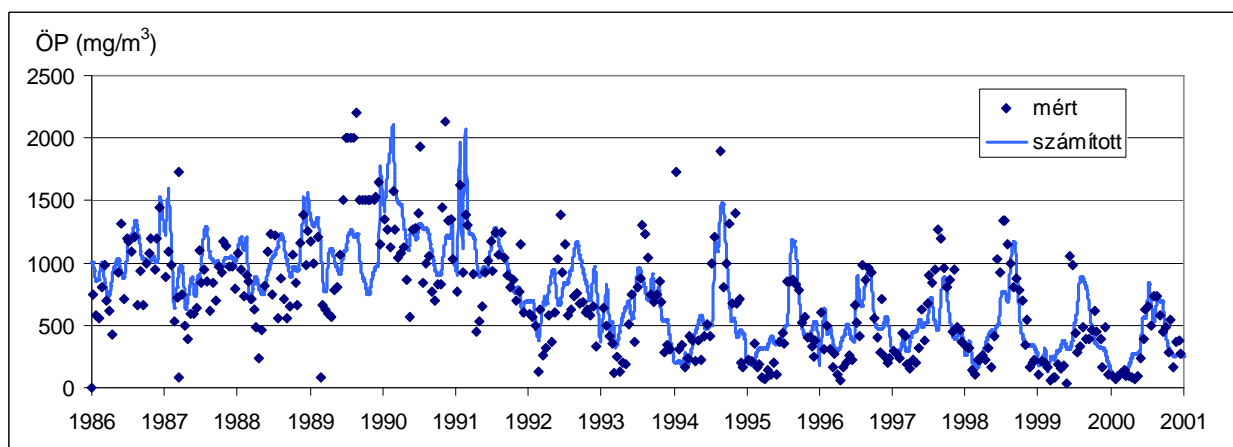
(b)



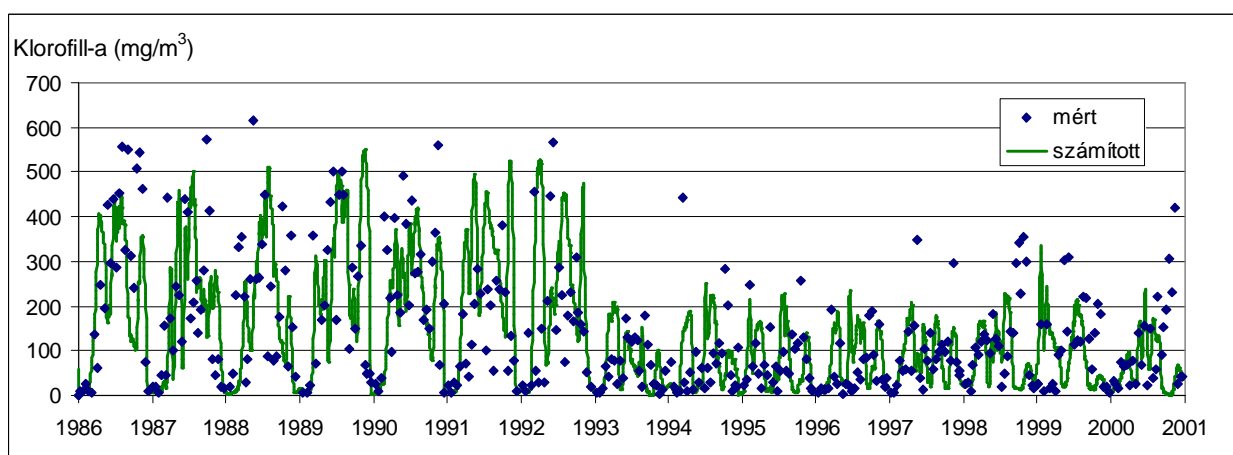
4. ábra: Mért és számított klorofill-a (a) és összes P (b) koncentrációk a Tatai-tó leeresztő zsilipjénél

A kalibrált paraméterekkel számítottuk az összes P, a PO₄-P és a klorofill koncentrációt a teljes időszakra. A modell szimulációk eredményeit az 5. ábrán mutatjuk be. Hasonló eljárást követtünk a Hídvégi tó esetében is, a paraméterek beállításához az 1991 előtti időszakot használtuk, majd a kalibrálásnál beállított paraméterekkel számítottuk a teljes időszakra a vízminőség változását (6-8 ábrák). A három medencére számított koncentrációkat a medence alsó határvonalában, illetve a kifolyóban mért értékekkel hasonlítottuk össze. Mivel a felső tározótér alsó szelvényénél (KB2) az észlelést 1998-ban abbahagyták, az ezt követő időszakra nem tudtuk a számításokat igazolni.

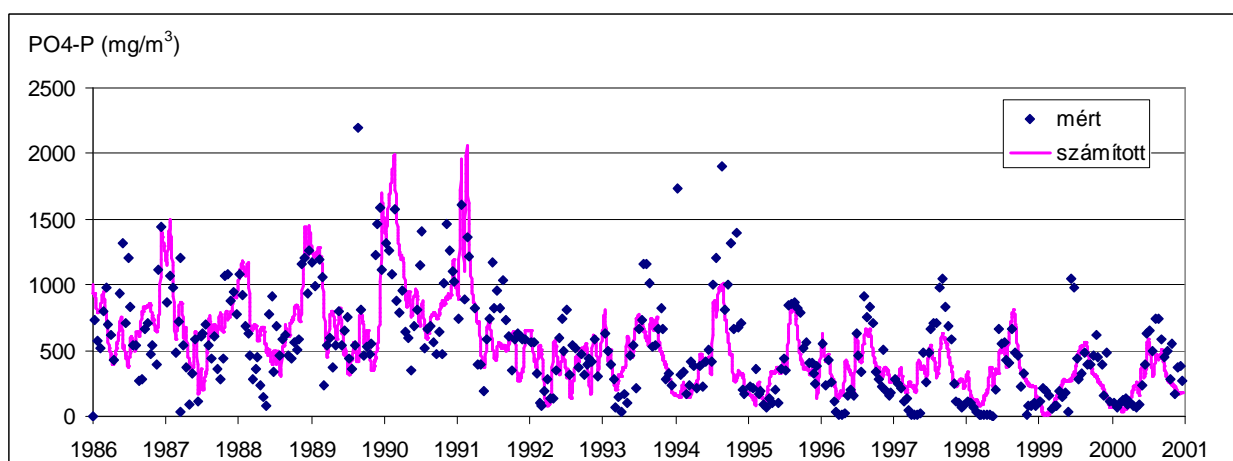
(a)



(b)

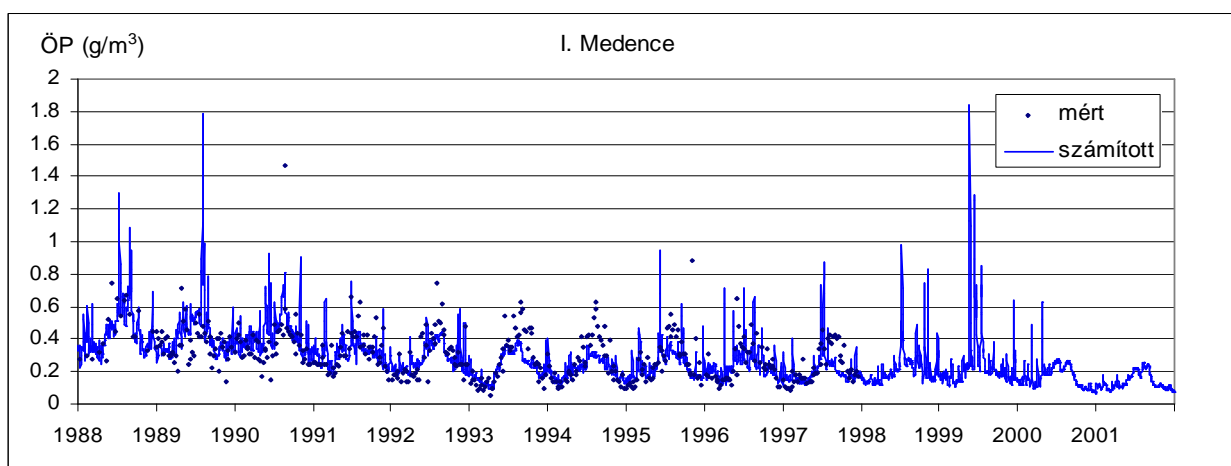


(c)

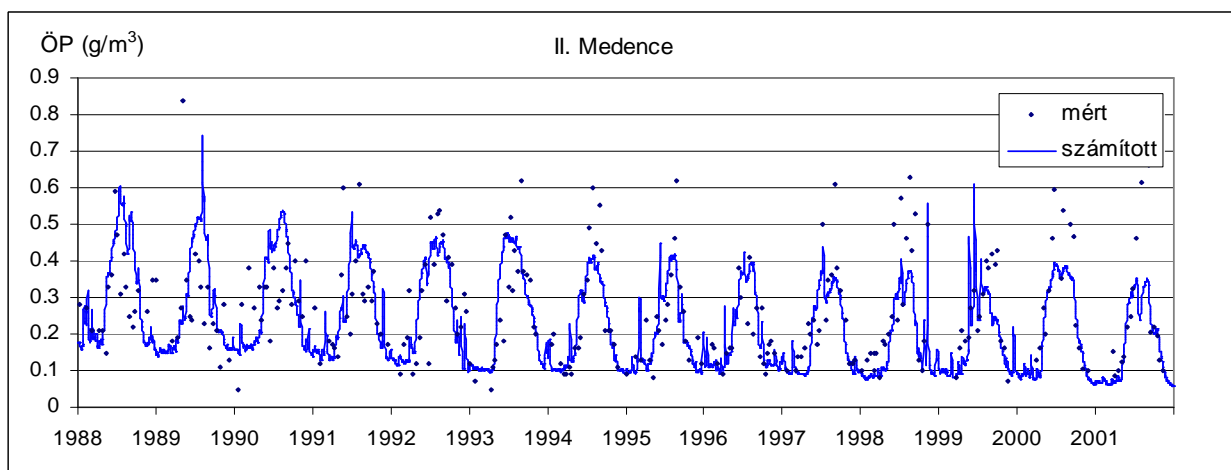


5. ábra: Mért és a modellel számított koncentrációk a Tatai Öregtó kifolyójában (a): összes P, (b): klorofil-a, (c): PO4-P

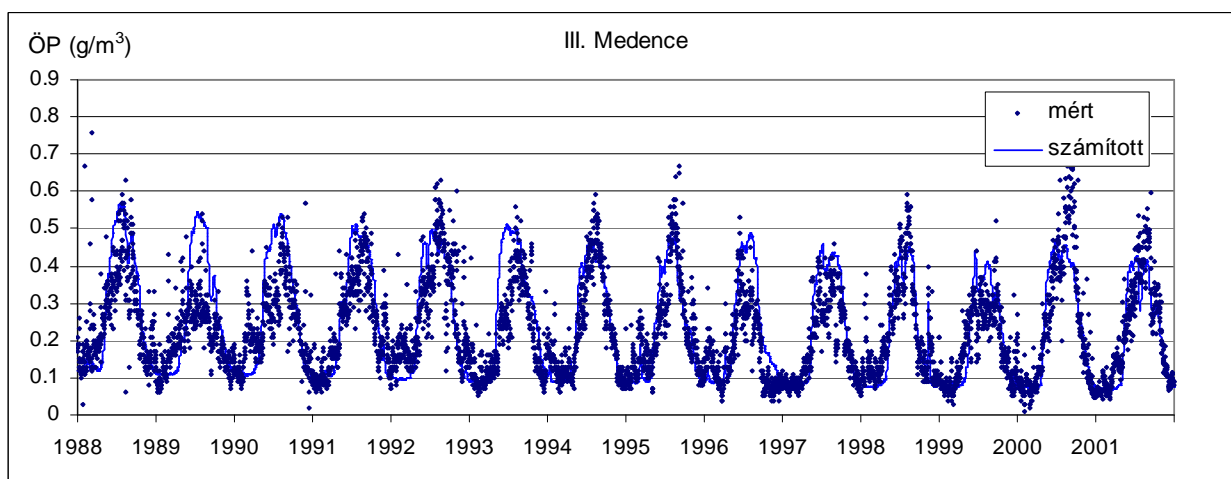
(a)



(b)

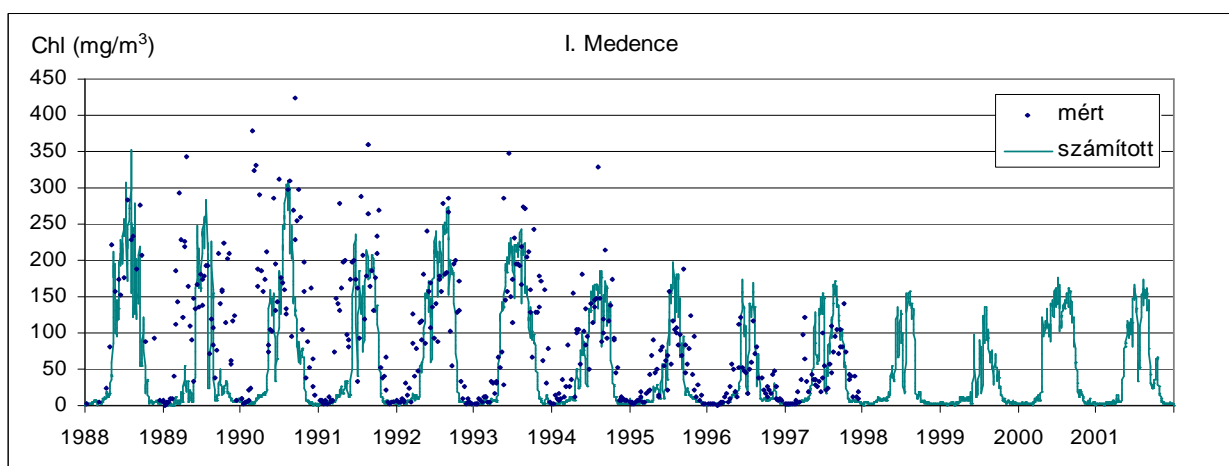


(c)

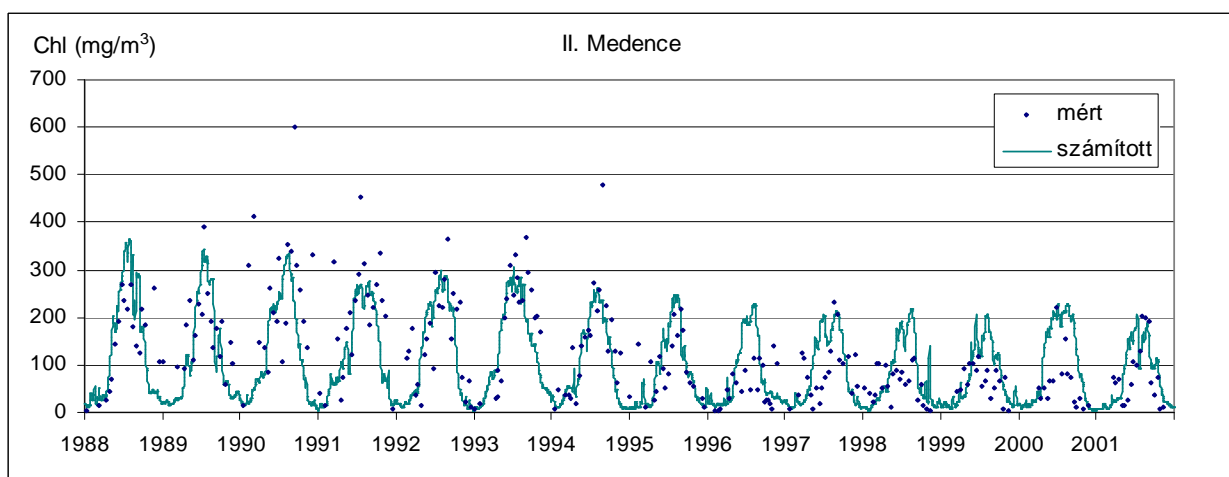


6. ábra: Mért és a modellel számított összes P koncentráció a Hídvégi tó ban (a): KB2, (b): KB4, (c): Balatonhídvég

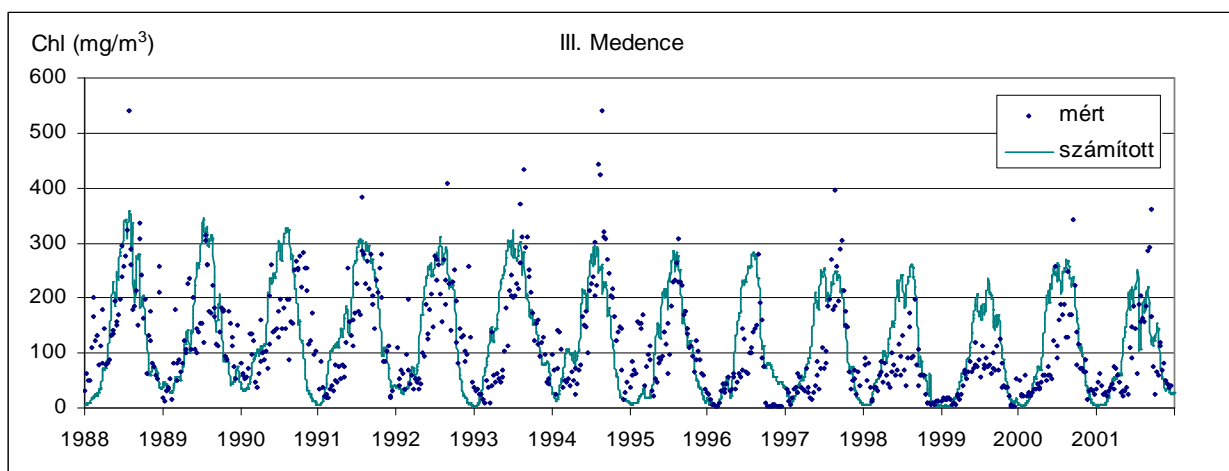
(a)



(b)

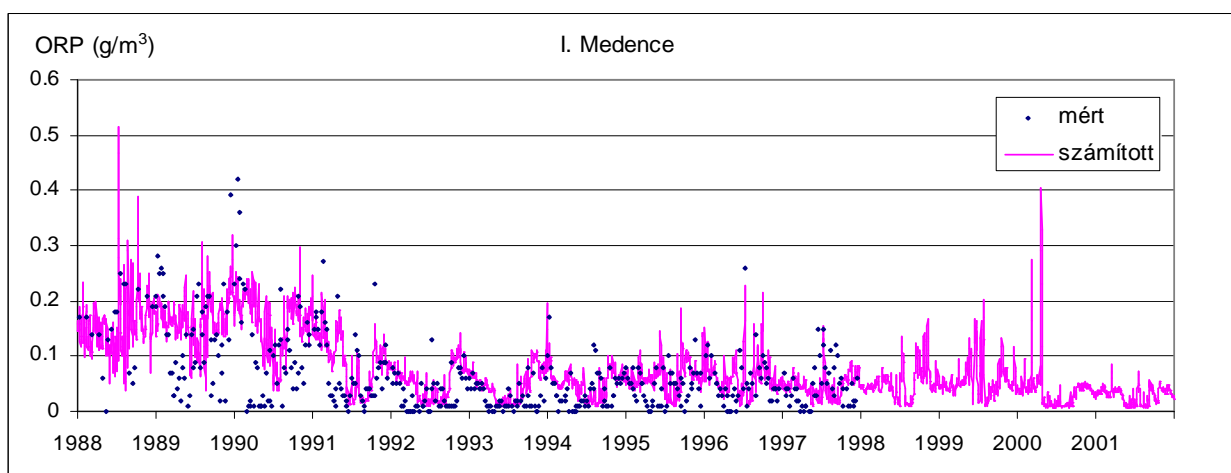


(c)

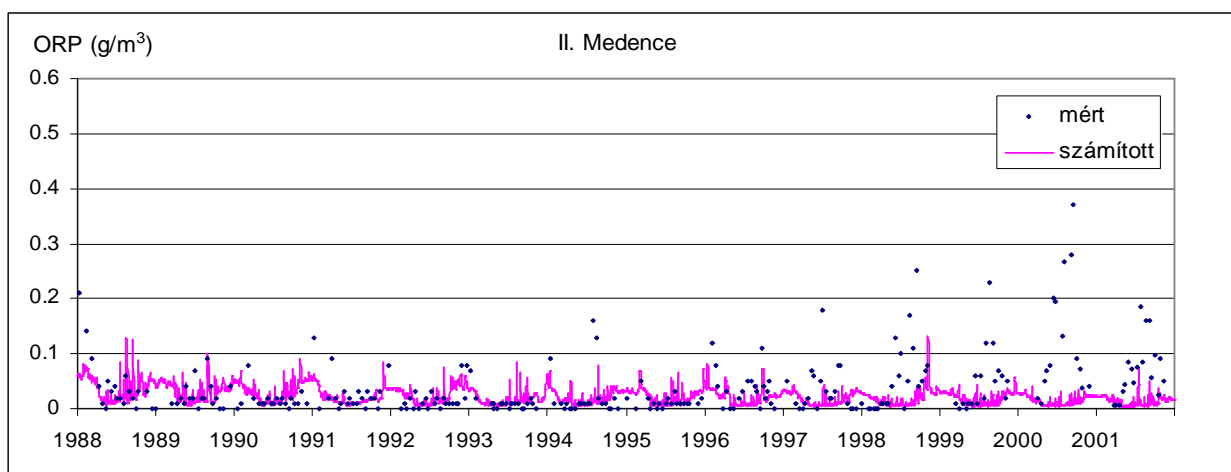


7. ábra: Mért és a modellel számított összes klorofill-a a Hídvégi tó ban (a): KB2, (b): KB4, (c): Balatonhídvég

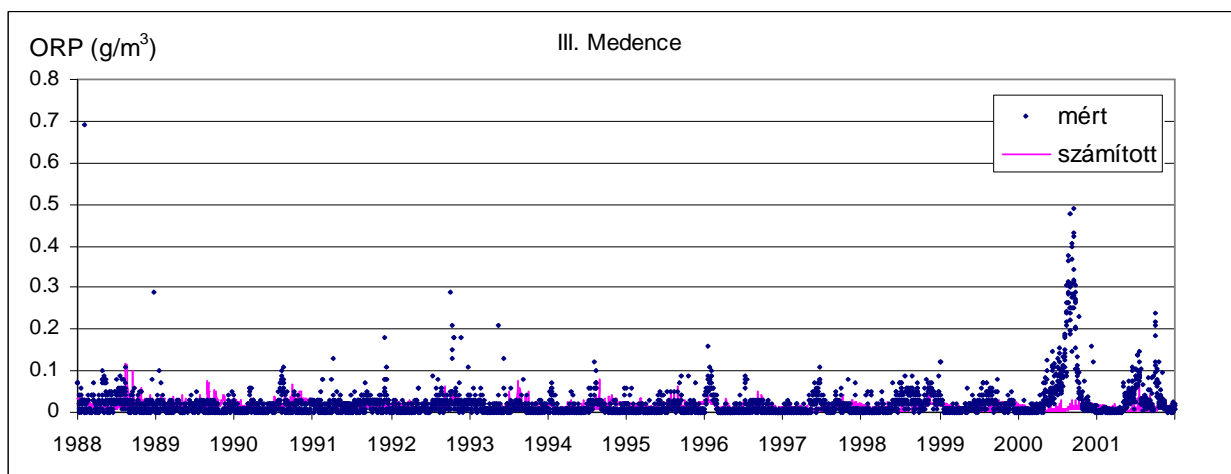
(a)



(b)



(c)

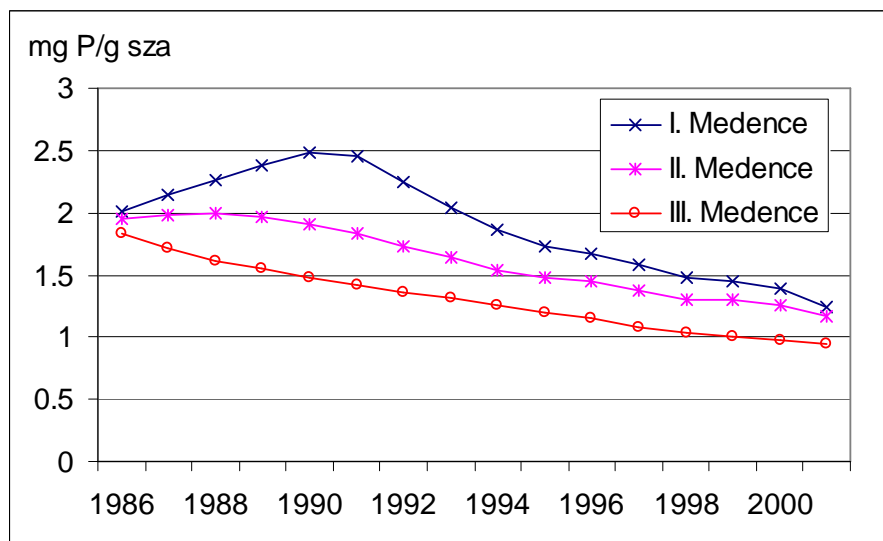


8. ábra: Mért és a modellel számított PO₄-P a Hídvégi tó ban (a): KB2, (b): KB4, (c): Balatonhídvég

3. A P visszatartás előrejelzése

3.1 Az üledék-víz kölcsönhatása

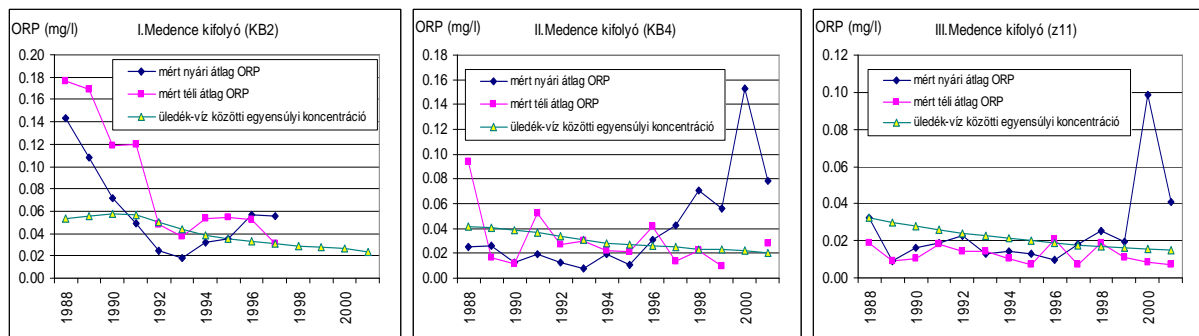
A vízminőség hosszútávú változásában kulcsszerepet játszó belső terhelést az üledék-víz kölcsönhatása befolyásolja. A modellben ez leegyszerűsített módon az üledék és a víztér közti egyensúlyt jellemző ún. egyensúlyi koncentráción keresztül érvényesül. Az üledék P telítettsége a kalibrálás során parametrizált izoterma szerint befolyásolja az egyensúlyi koncentráció változását. A 9. ábra a Hídvégi-tó három medencéjére számított üledék P koncentráció alakulását mutatja. Kiindulási (kezdeti) értéknek a tározó beüzemeléskor mért P tartalmat vettük alapul (Istvánovics és Somlyódy, 1998). Számításaink szerint az első öt évben a befolyó közeli részben az üledék P tartalma az intenzív P adszorpció miatt emelkedett, ezt követően és a tározó többi részén az üledék P telítettsége fokozatosan csökkent. Az idő előrehaladtával az üledék összetétele is változik (mészben dúsul), modellünk azonban ezt csak egyetlen paraméterrel, az üledék kicserélődés sebességének megfelelő megválasztásával tudja befolyásolni (Lijklema és mtsai, 1986, Istvánovics és Somlyódy, 2001).



9. ábra: Az üledék P tartalmának változása a dinamikus modellel számítva

Feltételezve, hogy a P forgalom meghatározó folyamatait egyéb, előre nem látható tényezők alapvetően nem változtatják meg, az előrejelzés meghatározó eleme ennek a paraméternek a beállítása. Sajnos az üledék P tartalmát mérésekkel a nagyfokú inhomogenitás miatt csak pontatlanul tudjuk közelíteni. Ráadásul a szorpciós egyensúlyt valójában nem az összes P tartalom, hanem a kicserélődésre képes ún. mozgékony P befolyásolja (Istvánovics és mtsai, 1989), ami még bizonytalanabban határozható meg. Ezért célszerű az egyensúlyi koncentrációt laboratóriumi körülmények között az adszorpciós izoterma kimérésével meghatározni. Bizonyos esetekben, amikor az algák P felvétele kevésbé befolyásolja a vízbéli

foszfát koncentrációt (például a téli algamentes időszakban), a mért tavi PO₄-P koncentráció irányadó lehet. (10. ábra)

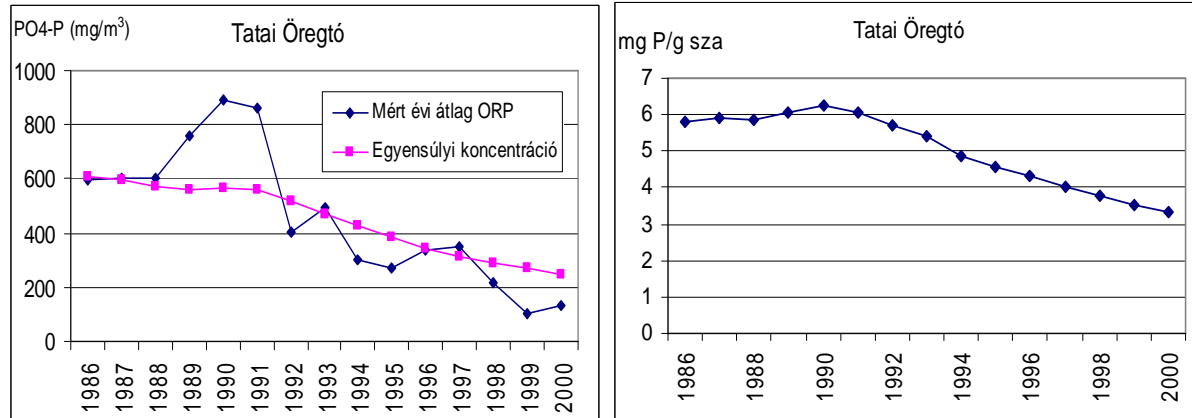


10. ábra: A dinamikus modellel meghatározott egyensúlyi koncentráció és a három tározótérben mért nyári és téli átlagos PO₄-P

A 11. ábrán a Tatai-tóra mutatjuk be ugyanezt, tehát az üledék P tartalmának változását és az egyensúlyi koncentráció alakulását. A tóban az üledék a Hídvégi-tóhoz képest mintegy egy nagyságrenddel magasabb foszfát koncentrációval tart egyensúlyt, amit a magas fajlagos külső terheléssel magyarázható, telítettség közeli állapot indokol (Somlyódy és Szilágyi, 1991). Az adszorpcióban – feltehetően – döntően meghatározó a vas szerepe.

(a)

(b)



11. ábra: Az üledék P tartalmának változása a dinamikus modellel számítva (a), a tóvíz mért éves átlagos foszfát koncentrációja és a feltételezett egyensúlyi koncentráció (b)

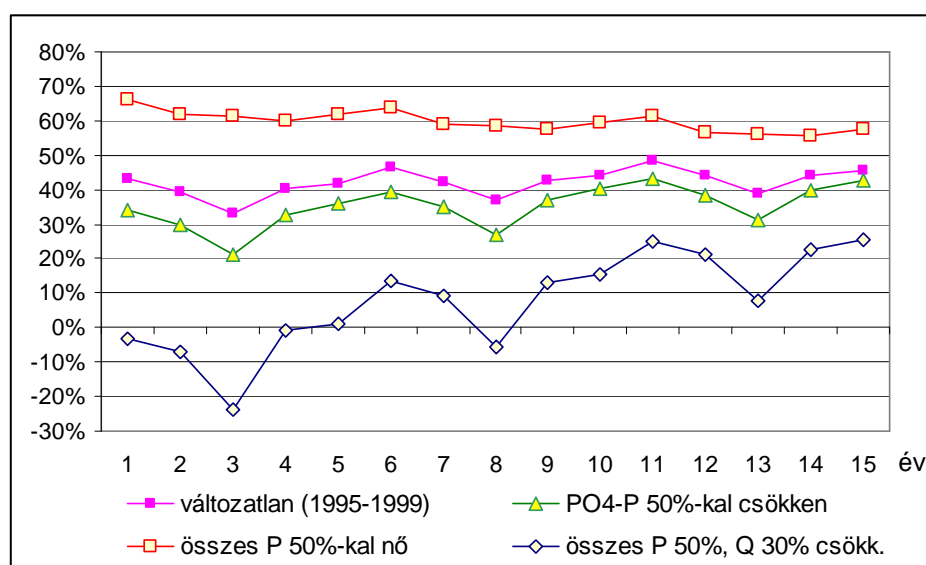
3.2 A Hídvégi-tó várható P visszatartása különböző terhelési forgatókönyvek esetén

A modelleket mindkét, esettanulmányként bemutatott víztérre, közel két évtized megfigyeléseit felhasználva teszteltük. A mérések és a számítások jó egyezése – figyelembe véve, hogy a vizsgált időszakban a külső terhelés jelentősen változott – alkalmassá teszi a modellt a jövőbeli változások előrejelzésre.

A példaként bemutatott számításban a Hídvégi-tó jövőben várható P visszatartását elemeztük. A külső terhelés alakulásához különböző terhelési forgatókönyveket készítettünk. Ezeket vízi közmű infrastruktúra, a területhasználat változása és a gazdasági átalakulások figyelembevételével, egyszerű feltevések alapján (Somlyódy és mtsai, 2003) határoztuk meg. Mivel a külső terhelést a vízgyűjtőn zajló változások mellett alapvetően a hidrológiai viszonyok alakítják, az előrejelzéshez a vízjárás természetes változásából származó hatásokat is figyelembe kell vennünk. Ehhez a múltból az „átlagos” viszonyoknak megfelelő, a jövő szempontjából reprezentatívnak tekinthető időszakot, az 1995-1999 közötti éveket választottuk. Ez alapján a modell számára olyan input adatsorokat generáltunk, melyben a hidrometeorológiai tényezők az elkövetkező években a fenti időszakra jellemzően, a Zala P terhelése pedig a forgatókönyv feltevéseinek megfelelően változnak. Összesen négy forgatókönyvet vizsgáltunk:

- (1) Változatlan (referencia) helyzet, azaz a jövőben az 1995-1999 közti évek ismétlődnek;
- (2) A szennyvíztisztító telepek további intenzifikálásával a Zalában az oldott P a jelenlegihez képest a felére csökken, a formált (eróziós) P terhelés nem változik;
- (3) A mezőgazdaság felerősödésével és a műtrágya használat ismételt növekedésével a Zala által szállított P terhelés a jelenlegi duplájára növekszik („pesszimista”);
- (4) A Zala által szállított P terhelés a jelenlegi felére csökken, melyet a beavatkozások mellett a lefolyás csökkenése is előidéz (az átlagos hozam 30%-os csökkenését feltételezve), hasonlóan a 2000-2003 időszakhoz.

Az előrejelzést a jelenlegi (2002 vége) állapotból kiindulva, 15 évre készítettük. A P visszatartás alakulását a 12. ábra illusztrálja.



12. ábra: A Hídvégi-tó előrejelzett összes P visszatartása különböző terhelési forgatókönyvekre

Az eredmények a P visszatartásért felelős mechanizmusok ismeretében a várakozásnak megfelelőek, azonban tanulságosak: legnagyobb P visszatartás a külső terhelés növekedése esetén várható, illetve fordítva, a legnagyobb terheléscsökkentés esetén lesz a legkisebb hatékonyság (utóbbinál negatív hatások is lehetséges). A külső terhelés csökkentése azonban gyorsítja az üledék megújulását, ami a P visszatartó képesség lassú, ám fokozatos növekedésével jár együtt. Hosszútávon tehát, a mindenkori külső terheléstől függően, optimális esetben a tározótól 30-40%-os P eltávolítási hatások várhatóak el.