

KÖRNYEZETVÉDELMI PROBLÉMÁK A VEAB RÉGIÓBAN



A Veszprémi Akadémiai Bizottság ankétja
(Veszprém, 1994. november 15.)

MTA Veszprémi Területi Bizottsága
Veszprém, 1995

**KÖRNYEZETVÉDELMI PROBLÉMÁK
A VEAB RÉGIÓBAN**

**A VESZPRÉMI AKADÉMIAI BIZOTTSÁG
ANKÉTJA**

**1994. november 15.
(Veszprém)**

**VEAB
1995**

THE UNIVERSITY OF MICHIGAN LIBRARY
ANN ARBOR, MICHIGAN

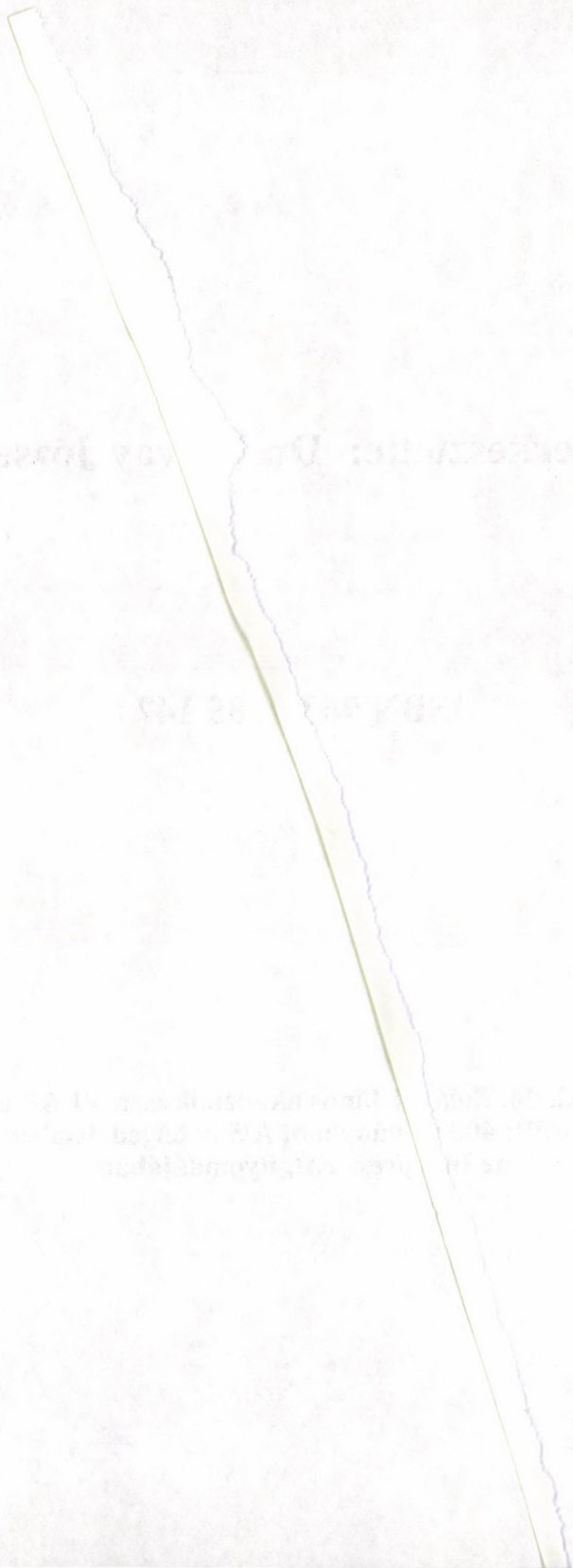
RECEIVED FROM THE UNIVERSITY OF MICHIGAN
ANN ARBOR, MICHIGAN

1948

1948

TARTALOM

SALÁNKI JÁNOS: Megnyitó.....	9
LÁNG ISTVÁN: Magyarország környezeti állapota.....	11
MÉSZÁROS ERNŐ, MOLNÁR ÁGNES: Légköri aeroszol eredetének, terjedésének és környezeti hatásainak tanulmányozása korszerű mérés technikai és matematikai módszerekkel.....	17
HLAVAY JÓZSEF, POLYÁK KLÁRA, BÓDOG ILDIKÓ, MOLNÁR ÁGNES, MÉSZÁROS ERNŐ: Légköri aeroszolok fizikai-kémiai formájának vizsgálata.....	35
KOVÁCS ÁRPÁD: Antropogén szennyezőforrások a Közép Dunántúlon.....	47
SALÁNKI JÁNOS: Balatoni élőszervezetek nehézfém szennyezettsége.....	67
BÍRÓ PÉTER: A Balaton halállománya és halpusztulások.....	79
SZABÓ ISTVÁN: Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása.....	103



Szerkesztette: Dr. Hlavay József

ISBN 963 7385 147

Felelős kiadó: Salánki János akadémikus, a VEAB elnöke
Készült: 400 példányban, A/5 ív terjedelemben,
az Innopress Kft. nyomdájában

A sorozat eddig megjelent kötetei:

**A kutatóintézetek és felsőoktatási intézmények
együttműködése a régióban
Veszprém, 1992. április 1.**

**A régió felsőoktatásának jelene és jövője
Veszprém, 1992. november 27.**

**A tudományos munka helyzete és lehetőségei a régió
közgyűjteményeiben
Veszprém, 1994. május 27.**

Az ankét programja

Salánki János: Megnyitó

Láng István: Magyarország környezeti állapota

Molnár Ágnes: Léggöri nyomelemek nagyság szerinti eloszlása

Mészáros Ernő: A fémek léggöri forgalma Magyarország fölött

Hlavay József: Léggöri aeroszolok fizikai-kémiai formája

Kovács Árpád: Antropogén szennyezőforrások a Középdunántúlon

Salánki János: Balatoni élőszervezetek nehézfém szennyezettsége

Herodek Sándor: A Balaton eutrofizálódása

Bíró Péter: A Balaton halállománya és halpusztulások

Szabó István: Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása

Az ankét az Anaconda Kft. támogatásával került megrendezésre.

MEGNYITÓ

Salánki János, a VEAB elnök

Mai tudományos ülésünk programjában két országszerte ismert téma szerepel, ami régióink környezetvédelmi kérdéseit érinti: a légszennyezés problémaköre és a Balaton vízminősége. Az elmúlt két év során Tervelet Bizottságunk illetékes szakbizottságai már foglalkoztak az erdőszennyezéssel és a termőtalaj szennyezettségével, így mostani tanácskozásunk egy sorozat folytatásának is tekinthető.

Mai első témánk napirendre tűzését az indokolta, hogy ezzel a kérdéskörrel, nagyobb összefüggéseket is figyelembe véve, ezideig nem foglalkoztunk a VEAB keretében, jóllehet az országban beléptünk a Balaton helyzetünk meghatározása és a részletek, helyi problémák ehhez viszonyított értékelése fontos kiindulópont lehet a további kutatásokhoz és teendők kimunkálásához. Régióink egyes területein, így Tatabánya, Ajka, Várpalota környékén és másutt is a helyi levegőszennyezés okoz gondot, de a légszennyezésből származó, távolról érkező csapadékkal vagy porral lehulló szennyezés is nagy figyelmet érdemel.

Másik témánk a Balaton biológiai állapotának kérdéskörét öleli fel. Az elmúlt két évtized során már több balatoni ankétnek volt a VEAB házigazdája, mikor is egy-egy kutatási program beindítása vagy értékelése volt napirenden. A Balaton helyzetének megvitatását ma az indokolja, hogy az elmúlt két-három évben ismét komoly gondok jelentkeztek a tó vízminőségében, ami a közérdeklődését és nyugtalanságát is kiváltotta. Mai rendezvényünkön olyan tudományos ismeretek közlését, értékelését és figyelemfelhívást várunk, ami a napi és stratégiai feladatok kitűzését, megvalósítását is segíti.

Nap mint nap tapasztaljuk, hogy a társadalomban növekszik az érdeklődés a környezetvédelmi problémáink iránt és fokozódik az igény az egészséges környezet megőrzésére, ill. korrigáló beavatkozások megtételére. A médiák is nagy szerepet játszanak e kérdések napirenden tartásában: szinte nincs nap, hogy a sajtóban, rádióban vagy a TV-ben ne essék szó környezetszennyezési, környezetvédelmi problémákról. A lakosság körében nemcsak érdeklődés, de bizalmatlansággal és félelemmel is találkozhatunk. Ma már esetenként tiltakozó hullámot vált ki az atomerőműből származó sugárzó hulladék elhelyezési terve éppen úgy, mint a személtlerakók kialakítása, ipari és mezőgazdasági termelőüzem építése, hulladékégetők létesítése és sok minden más is, akár okkal, akár ok nélkül.

A reális veszélyek kezelése, a kedvező vagy elfogadható megoldások kidolgozása, az irracionalitás feloldása pontos felméréseket, szakértelmet és gondos tervezetelemzést kíván. A kutatók és e kérdésekkel foglalkozó más szakemberek felelőssége abban van, hogy segítsék a reális helyzetkép kiala-

kítását, a tényeket és trendeket figyelembevéve, a nemzetközi tapasztalatokat is felhasználva tegyenek ajánlásokat a gondok orvoslására és kísérjék figyelemmel az intézkedések hatékonyságát.

Rendezvényünk az aktuális problémák áttekintésére, az eredmények ismertetésére, megvitatására és a legfontosabb teendők megjelölésére kíván fórumot teremteni. Megköszönöm az előadóknak, hogy vállalták egy-egy témakör ill. kutatási eredményeik ismertetését, és kérem a résztvevők vitában való szíves közreműködését.

MAGYARORSZÁG KÖRNYEZETVÉDELMI HELYZETE

Láng István, Magyar Tudományos Akadémia, Budapest

Engedjék meg, hogy egy kicsit szabadon válasszam meg előadásom tartalmi kérdéseit és ne várják tőlem, hogy elmondjam a kén-dioxid és nitrogén-oxidok kibocsátásának mértékét Magyarországon az egyes régiókban, vagy hogy a talajdegradációnak mi az aktuális helyzete. Azt hiszem, hogy ezek az adatok nagyjából ismertek Önök előtt. E helyett inkább néhány újnak tűnő, vagy kétségkívül új adattal szeretném a környezetállapotról alkotott társadalmi képet megvilágítani, illetőleg olyan kérdést említeni, amely a jövő szempontjából fontos. Köszönöm a meghívást.

Nemrégiben volt egy sajtótájékoztató, ahol a Nemzetközi Gallup Intézet közép-kelet-európai részlegének magyarországi képviselői mutattak be egy fölmérést az ország környezeti állapotának a társadalom tudatában való megjelenését illetően. Ezt ez év augusztusában folytatták le, s azért érdekes, mert 2 és fél évvel ezelőtt ugyanez a Gallup Intézet hasonló felmérést végzett Magyarországon. Mindjárt hozzáteszem, hogy nemcsak Magyarországon, hanem a közép-kelet-európai régióban. Számunkra most inkább a magyar adatok érdekesek, illetőleg az a változás, amely a két év alatt ment végbe a társadalomban. A nemzetközi összehasonlító adatok - azt hiszem - most nem annyira fontosak, úgyhogy arra én nem térnék ki, de a Gallup Intézeti fölmérési adataiból bemutatok néhányat. A sajtó viszonylag keveset közölt ezekből. Úgy érzem, ezek az adatok az újdonság erejével hatnak. Arra a kérdésre, hogy mennyire komoly gondot jelentenek Magyarországon a környezetszennyezési problémák, a társadalom túlnyomó többsége nagyon komoly, illetve a valamennyire komoly kategóriába sorolja ezeket a kérdéseket (1. táblázat)

1. táblázat. Mennyire komoly problémát jelentenek Magyarországon a környezetszennyezési problémák?

	1992 január	1994 augusztus
nagyon komoly	52 %	47 %
valamennyire komoly	33 %	36 %
egyáltalán nem komoly	1 %	1 %
nincs válasz	5 %	2 %

Ez így volt már 1992-ben is és így van ez 1994 augusztusában. Lényegében véve azonos a kettőnek az összege, tehát a 80 % fölötti válaszadásból úgy tűnik, hogy a lakosság komolyan veszi ezt a kérdést. Természetesen nem ez a legelső probléma, ami a lakosságot izgatja (2. táblázat).

2. táblázat. Most felsorolok Önnek néhány olyan problémát, amivel ma-napság nagyon sok országnak kell szembenéznie. Kérem mondja meg, hogy ezeket mennyire tartja komoly problémának Magyarországon? (átlagosztályzatok 1-4)

	1992 január	1994 augusztus
Bűnözés és erőszak	3,76	3,6
Magas megélhetési költségek	3,74	3,68
Környezetszennyezési problémák	3,43	3,31
Éhezés és hajléktalanság	3,36	3,24
Rossz egészségügyi ellátás	2,83	2,97
Faji, etnikai vagy vallási előítélet és diszkrimináció	2,25	2,28

A magas megélhetési költségek állnak 1994 augusztusában az első helyen. A második helyen a bűnözés és az erőszak problémái, viszont a harmadik helyen két és fél évvel ezelőtt is és most is, a környezetszennyezési problémák vannak. Ezt követi a rossz egészségügyi ellátás. A faji, etnikai, vallási előítélet, diszkrimináció pedig az utolsó helyen áll.

Azt mondják, hogy ugyanez a sorrend más kelet-európai országban is, de lényegében véve a bűnözéssel kapcsolatos kérdések a nyugati felmérésekben is megelőzik a környezetvédelmi problémák súlyát. Arra a kérdésre, hogy mennyire befolyásolja az egészséget a környezeti probléma, a válaszadás: nagymértékben 16 %, meglehetősen 39 %, nem nagyon 34 %, egyáltalán nem 9 %, nincs válasz 2 % (3.táblázat).

3. táblázat. Véleménye szerint a környezeti problémák az Ön egészségét milyen mértékben befolyásolják, illetve befolyásolták...

	...most	...tíz évvel ezelőtt	...a következő 25 év során
nagy mértékben	16 %	7 %	36 %
meglehetősen	39 %	17 %	32 %
nem nagyon	34 %	49 %	13 %
egyáltalán nem	9 %	23 %	5 %
nincs válasz	2 %	4 %	14%

Vagyis a lakosságnak a többsége, több, mint 50 %-a úgy érzi, hogy az egészség, az ő egészsége és a környezeti problémák között egyenes összefüggés van. Tovább bontották a kérdéseket, az egészség és a környezeti probléma között. Most hogy látja, tíz évvel ezelőtt hogy látta, illetőleg mi az érzése, hogy a következő 25 év során mi lesz ? (4. táblázat)

4. táblázat. Véleménye szerint a környezeti problémák mennyire fogják befolyásolni a következő nemzedék egészségét a következő 25 év során?

	1992 január	1994 augusztus
nagy mértékben	28 %	36 %
meglehetősen	28 %	32 %
nem nagyon	19 %	13 %
egyáltalán nem	4 %	5 %
nincs válasz	21 %	14 %

Az emberek úgy érzik, hogy korábban ez a probléma nem jelentkezett ilyen mértékben, és egyértelmű az előrevetítésnél a félelem, hogy a következő 25 év során ez kiemelkedő gondot fog jelenteni, úgyhogy a válaszadók több, mint kétharmada a jövőt illetően aggodalommal szemléli a helyzetet. Arra a kérdésre, hogy a környezeti problémák mennyire fogják befolyásolni a következő nemzedék egészségét az eljövendő 25 év során, a válasz egyértelműen az, hogy a lakosság a következő nemzedék egészsége iránti aggodalommal van eltelve.

Ezekből a válaszokból természetesen megfelelő kormányzati, politikai következtetéseket kell majd levonni. Végül ebben az ismertetési részben az utolsó amit szeretnék bemutatni, hogy kinek az elsőrendű felelőssége, hogy védje az ország környezeti állapotát. (5. táblázat)

5. táblázat. Ön szerint kinek az elsőrendű felelőssége az ország környezeti állapotának védelme?

	1992 január	1994 augusztus
a kormányé	48 %	38 %
a vállalkozásoké, az iparé	20 %	17 %
az egyes állampolgáré és az állampolgári szervezeté, csoportoké	25 %	37 %
nincs válasz	7 %	8 %

Itt egy meglehetősen karakterisztikus elmozdulás van 1992 és 1994 között. Csökkent az az érzés, hogy ez a kormány feladata és nagyon jelentősen megnövekedett az állampolgárok, az állampolgári szervezetek, csoportok felelőségének az aránya.

Ezekből az adatokból mindenképpen szükséges néhány következtetést levonni. Az egyik az, hogy az egyén szintjén ez a kérdés, vagyis a környezetvédelem, a környezeti problémák, az ellene való védekezés, illetőleg az egyén egészségének, a következő generáció egészségének a védelme, tehát egy egészségügyi program együtt jelenik meg. Ha ez így van, akkor ebből mindenképpen következtetéseket kell levonni. Azt hiszem, hogy sokkal összehangoltabb programok szükségesek országosan, a környezetvédelem és az egészségvédelem között. Nyilvánvalóan nem arról van szó, hogy most egyesíteni kell a Népjóléti Minisztériumot és a Környezetvédelmit, de nem lehet két párhuzamos program, hanem ezek egymást kell, hogy erősítsék és segítsék. Így ún. halmozottan előnyös állapot is kialakulhat, amely nem zárja ki azt, hogy az egészségügyi programoknak nyilván vannak olyan részei, amelyeknek nincs semmiféle közük a környezetvédelemhez. De az olyan nagy problémák, mint a levegőtisztaság-védelem, a víztisztaság-védelem, a tiszta ételkészítés kérdése, továbbá a nagyvárosokon belüli speciális környezeti problémák, mint a zaj, a közlekedés okozta egyéb kérdések, direkt módon átlépnek egyik területről a másikra. Azt hiszem, az egészségügyi kérdésekkel a környezetvédelemnek nagyobb integráltsági szinten kell együttesen megjelennie. A másik pedig az a következtetés, hogy a következő generáció érdekeit, igényeit jobban figyelembe kell venni. A magyar társadalom érdeklődése kezdett eltolódni abba az irányba, hogy nemcsak a saját, hanem a következő időszakért is érzi a felelősséget. Ezt viszont azt a következtetést hozza felszínre, hogy a kormányzati munkában nagyobb szerepet kell, hogy kapjon a hosszabb távú stratégiai gondolkodásnak és cselekvésnek az igénye. Azt hiszem, nem megengedhető, hogy minden elképzelés csak 4 éves választási ciklusokban realizálódik, illetve kapcsolódik egymással.

Egy másik érdekes terület, amit szeretnék Önöknek röviden bemutatni, ez az energiapolitikában várható további változásoknak a kérdése. Talán ezen keresztül kapcsolódik az én bevezetőm leginkább a mai délelőtti fő kérdéséhez. Ez azért érdekes, mert az elmúlt esztendőben meglehetősen nagy változások álltak be az ország energiastruktúrájában. A következő adatok láthatók (6. táblázat).

A teljes energiafelhasználás Peta Joule-ban számítva 1988-ban 1440 PJ volt, 1992-ben ez lecsökkent 1118 PJ-ra. Ma már ennél is kevesebb. Tehát jelentős volt az energiafelhasználás csökkenése az ipar szerkezetátalakítása során, egyéb gazdasági recesszióból következő változások eredményeként. Az energiafelhasználás az egyes szektorokon belül szintén tükrözi ezt a csökkenési tendenciát. Iparunk 595 PJ-ról 448 PJ-ra csökkentette az energiafelhasználást, a mezőgazdaság 76 PJ-ról 35 PJ-ra. Sajnos ebben olyanok is vannak, hogy nem használtak műtrágyát, csökkent a mezőgazdaságon belüli szállítás és a talajművelés mértéke. A településeken felhasznált energia csökkenése viszonylag csekély; 324 PJ-ról 305 PJ-ra. Úgy tűnik, itt vannak a további nagyobb racionalizálási lehetőségek.

6. táblázat. Magyarország energia mérlege.

a.) Energia felhasználás

	1988	1992
források szerint (PJ)	1440	1118
hazai termelés	48 %	50 %
import	51 %	48 %
tartalék	1 %	2 %

b.) Energia hordozók

	1988	1992
szén	24 %	20 %
földgáz	28 %	30 %
folyékony szénhidrogén	31 %	34 %
elektromos energia	17 %	16 %

c.) Energia felhasználás szektoronként (PJ)

	1988	1992
ipar	595	448
mezőgazdaság	76	35
közlekedés, szállítás	56	34
települések	324	305
egyéb	389	296

Végül néhány szó a Balatonról. Azok közé tartozom, akik három intézkedést sürgetnek:

- Különleges jogi szabályozást (esetleg önálló törvényt) a térség értékeinek védelmére.
- Az idegenforgalmi bevételek mintegy 3-4 %-ának a térség környezetgazdálkodási célokra való felhasználását.
- Koordináló szervezet és felelős személy kijelölését, aki végrehajtja az el-
képzeléseket.

LÉGKÖRI AEROSZOL EREDETÉNEK, TERJEDÉSÉNEK ÉS KÖRNYEZETI HATÁSAINAK TANULMÁNYOZÁSA KORSZERŰ MÉRÉSTECHNIKAI ÉS MATEMATIKAI MÓDSZEREKKEL

Mészáros Ernő és Molnár Ágnes, Veszprémi Egyetem, Veszprém

A levegőben lebegő szilárd és cseppfolyós aeroszol részecskék számos légköri folyamat szabályozásában fontos szerepet játszanak. Egyebek közt lehetővé teszik a felhő- és csapadékképződést, befolyásolják a rövid- és hosszúhullámú sugárzásátvitelt, meghatározzák a légkör optikai (pl. látástávolság), elektromos és radioaktív tulajdonságait. Végül a bioszférával közvetlenül, vagy közvetve kölcsönhatásba kerülve módosítják annak életfolyamatait. Az említett hatások nyilvánvalóan a részecskék fizikai és kémiai tulajdonságaitól függenek. Így ezek vizsgálata a légkörtudomány fontos területei közé tartozik.

A légköri aeroszol részecskéket jelentős mértékben szerves vegyületek építik föl. Tömegüket tekintve a szerves anyagok közül a klór, nitrogén és kén vegyületei meghatározóak. Ezek az elemek elsősorban nátrium-kloridot, ammónium-szulfátot és ammónium-nitrátot alkotnak, de előfordulhatnak hidrogénhez kapcsolódva is. Szárazföldek fölött, elsősorban a nagyobb talajeredetű részecskékben, a nitrát és szulfát alkáli-fémekkel (Na és K) és alkáli földfémekkel (Ca és Mg) is vegyülhet. Az említett anyagokból álló részecskék vízben általában jól oldódnak. Méretüket a relatív nedvesség függvényében változtatják, meghatározva így módon a levegő optikai tulajdonságait és a sugárzásátvitelt. Túltelítettség esetén továbbá ezek a részecskék szolgálatják a kondenzációs magvakat. Tanulmányozásuknak ezért 1990 előtt nagy figyelmet szenteltünk (Mészáros, 1991).

A részecskék környezeti szerepe szempontjából azonban nagyon fontos a különböző fémek légköri koncentrációjának, terjedésének és ülepedésének meghatározása is. Ezek jelentős része az emberi tevékenység következtében kerül a levegőbe. A levegőből kihulló fémek a szárazföldi és a vízi ökoszisztémákba kerülnek, a tápláléklánc egyes fázisaiban fölhalmozódnak és végső soron károsan hatnak az ember egészségére is. 1990-ben ezért OTKA téma keretében olyan négyéves (1991-1994) kutatást javasoltunk, amelynek alapvető célja a légköri aeroszolban lévő elemek (elsősorban fémek) eredetének, terjedésének és környezeti hatásainak tanulmányozása volt.

* A kutatás az OTKA támogatásával készült (345. sz. téma)

A kutatás célja

A kutatás keretében, korszerű mérés technikai és matematikai (modellezési) módszerek felhasználásával, a következő feladatok megoldását tűztük ki célul:

a./ A légköri aeroszol elemi összetételének vizsgálata PIXE (Particle Induced X-ray Emission) módszer segítségével. Az egyes fémek fizikai-kémiai természetének meghatározása ("speciation") atomabszorpciós technikával.

b./ Az egyes elemeket hordozó részecskék nagyság szerinti eloszlásának mérése a fémek száraz ülepedésének megbecslése céljából.

c./ Egyedi részecskék kémiai összetételének kimutatása röntgenfluoreszcenciás analízis alkalmazásával.

d./ A csapadékvíz kémiai összetételének analízise induktív csatolású plazma (ICP: Inductively Coupled Plasma) atomemissziós spektrométerrel. Az egyes fémek nedves ülepedésének kiszámítása.

e./ Az egyes elemek légköri terjedésének és száraz ülepedésének numerikus modellezése. Az ország háttér-levegőjében lévő elemek eredetének meghatározása.

f./ A különböző fémek hazai emissziójának kiszámítása és összevetése az ülepedés értékeivel: a fémek légköri mérlegének elkészítése.

A továbbiakban a kapott eredményeket a felsorolt feladatoknak megfelelően mutatjuk be.

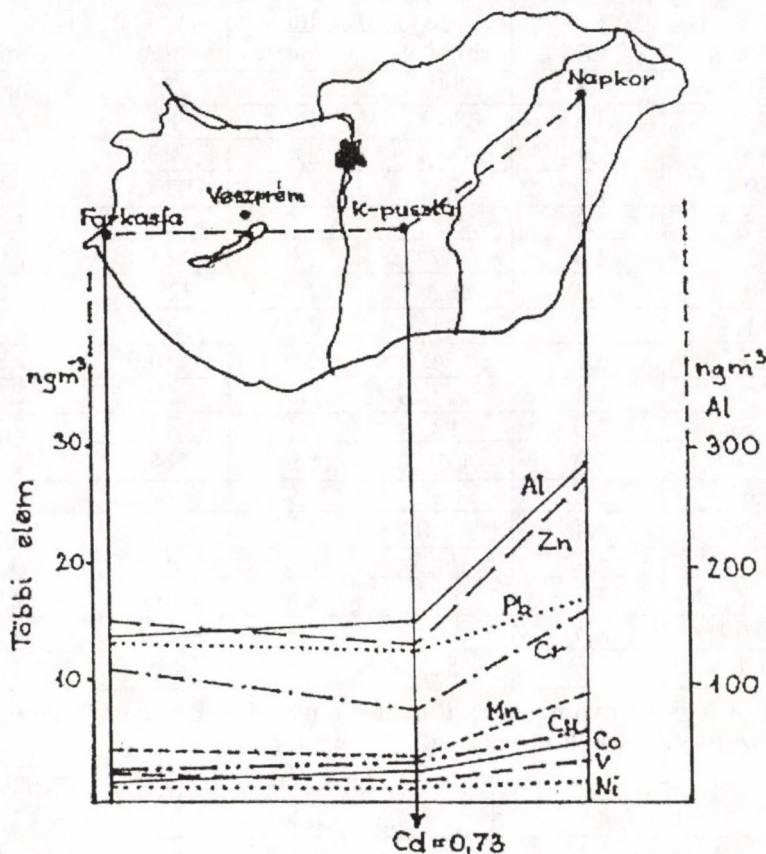
Az eredmények összefoglalása

a) A légköri aeroszol elemi összetétele

PIXE analízis¹ (lásd: Koltay, 1988) céljából a légköri aeroszol mintákat, általában hetente egyszer, különböző szennyezettsgű környezetben vettük 15 mm átmérőjű, 0,4 µm pórusú polikarbonát ("Nuclepore") szűrők segítségével. A mintavétel ideje általában 1 nap volt, amely idő alatt a szűrőkön 4 m³ levegőt szívunk át. 1991-ben a mintákat Budapest belvárosában (ELTE, Atomfizikai Tanszék, Puskin u.), külvárosában (OMSz Léggörfizikai Intézet, Pestszentlőrinc), illetve az Alföldön lévő K-pusztai háttér ("vidéki" levegő) állomáson gyűjtöttük. 1992-ben Debrecenben (MTA ATOMKI), valamint három háttér-állomáson (Farkasfa, K-pusztai és Napkor) történtek mintavételek. Ez utóbbiak elhelyezkedését az **1. ábra** mutatja.

¹Az alkalmazott módszernél az aeroszol mintát reaktorban protonokkal sugározzuk be. A részecskék által kibocsátott karakterisztikus röntgensugárzás a mintában lévő elemek minőségére, illetve mennyiségére jellemző.

1. ábra. A légköri aeroszol mintavételi helyei és az aeroszol részecskék elemi összetételének alakulása 1992-ben három háttérállomáson.



Az 1. és 2. táblázatban az 1991-ben nyert eredményeket mutatjuk be (Molnár és m.társai, 1993). Az 1. táblázatban a geometriai közepértéket, illetve szórást, míg a 2. táblázatban az alumíniumra vonatkoztatott ún. dúsulási tényezőket² tüntettük föl. Ha ez a tényező egyhez közeli szám (kb. ötnél kisebb), akkor az illető elem talaj-, nagyobb érték esetén antropogén eredetű. Mint várható, Budapest külvárosában a koncentrációk kisebbek, mint a belvárosban.

Alumínium és szilícium esetén a belváros és a külváros közötti csökkenés nem túl nagy. Ezzel szemben a cink, az arzén és az ólom koncentrációja a két mintavételi helyen meglehetősen különböző. Az utóbbi elemeknél a belváros-külváros arány rendre 6,2-vel, 5,9-el és 19,5-el egyenlő, ami nyilván arra utal, hogy a város a Zn, As és Pb jelentős forrása.

²Az illető elem és az alumínium aeroszolban lévő koncentrációjának aránya, osztva az átlagos talajra vonatkozó aránnyal.

1. táblázat. A légköri aeroszol elemi összetétele különböző szennyezettségű helyeken (ng/m³).

Elemek	K-pusztá		Légkörfiz. Int.		ELTE	
	átlag	szórás(%)	átlag	szórás(%)	átlag	szórás(%)
Al	131	1,8	290	1,9	274	2,1
Si	292	3,3	884	1,4	785	2,3
P	15,3	1,9	34,2	2,4	43,9	2,3
S	869	1,9	1685	1,7	1870	1,5
Cl	33,9	2,3	80,7	2,6	125	2,5
K	185	2,3	387	2,0	435	1,9
Ca	256	2,3	862	2,2	1220	2,0
Ti	11,8	2,7	41,8	2,3	38,7	2,3
V	1,97	3,5	4,38	2,0	6,07	1,8
Cr	4,84	1,4	7,57	1,3	9,81	1,6
Mn	3,37	2,0	13,4	2,1	13,4	2,3
Fe	194	2,2	499	1,9	715	2,1
Co	1,65	2,4	6,23	1,9	7,26	1,7
Ni	1,86	4,4	4,03	1,6	6,08	2,4
Cu	4,43	4,1	11,5	1,3	21,5	1,6
Zn	21,8	2,9	46,6	2,5	136	2,9
As	3,69	2,3	10	1,3	21,9	1,9
Pb	10,4	3,4	82,3	1,5	203	1,8

2. táblázat. A légköri nyomelemek dúsulási tényezője (EF: enrichment factor) különböző szennyezettségű levegőben.

Elemek	K-pusztá (háttér)	Légkörfiz. Int. (város széle)	ELTE (város központ)
Al	1	1	1
Si	0,53	0,72	0,68
P	13,4	13,5	18,4
S	3147	2764	3249
Cl	215	232	379
K	6,35	5,87	7,17
Ca	5,82	8,89	13,3
Ti	2,17	3,48	3,41
V	19,3	19,4	28,5
Cr	59,4	42,1	57,7
Mn	3,09	5,55	5,88
Fe	2,86	3,33	5,05
Co	39,5	67,5	83,3
Ni	26,1	25,6	40,9
Cu	68	79,9	158
Zn	335	324	1001
As	2265	2778	6443
Pb	824	2950	7710

Mint tudjuk (lásd: **3.f alfejezet**), az ólom elsősorban a közlekedés, az arzén a fosszilis tüzelőanyagok eltüzelésekor kerül a levegőbe. Cinknél a helyzet nem ilyen egyértelmű, mivel ezt az elemet többféle forrás is kibocsátja. A belvárosban azonban nincsenek ipari létesítmények. Így valószínű, hogy a cink is tüzeléskor jut a levegőbe. Az olajtüzelésből származó vanádium kevésbé csökken a belváros és a külváros között (az arány 3,1), ami arra utal, hogy az olajtüzelés hatása kisebb, mint más tüzelőanyagoké. Ezt támasztja alá a fémek eredetének megbecslésére használatos nem talajeredetű Mn/V arány, amely közelebb van a szén-, mint az olajtüzelésre vonatkozó értékhez (Borbély-Kiss et al., 1993). Érdekes, hogy arzén, ólom és vanádium esetén a külváros és a háttér között kisebb a különbség, mint a belváros és a külváros között, ami további vizsgálatot igényel. A kén koncentrációja lényegében változatlan a város két része között. A szulfát a kén-dioxidból a levegőben keletkező ún. másodlagos légszennyező anyag. Így a város középső részein kibocsátott SO₂ kémiai átalakuláshoz időre van szükség. Kiemelhető még, hogy az általában talajeredetű kalcium és titán koncentrációja a háttérhez képest a városban milyen jelentős. Ennek oka részben a városban az utcákról fölkeveredő por, részben a fűtéskor kikerülő pernye.

A **2. táblázatból** látható, hogy a szilícium dúsulási tényezője kisebb, mint egy, ami arra utal, hogy maga az alumínium is kis mértékben antropogén eredetű. Ennek ellenére az alumíniumot használtuk, mint vonatkoztatási elemet, mivel koncentrációja egyenletesebb, mint a Si-é. Az adatok szerint továbbá a titán, vas és mangán jelentős része a földkéregből származik. Az általában talajeredetűnek tartott kalciumhoz és káliumhoz nagyobb tényező tartozik, ami azt jelzi, hogy ezek az elemek nagyobb részben az emberi tevékenység termékei. Végül a táblázat azt mutatja, hogy számos elem (S, Cl, Cu, Zn, As és Pb) teljes mértékben antropogén eredetű.

Budapest belvárosára vonatkozó koncentrációkat összehasonlítottuk két viszonylag közeli nagyváros (Milánó, Bécs) hasonló módszerrel kapott adataival. Mint a **3. táblázat** alapján megállapítható Milánó szennyezettebb, mint Budapest (a debreceni adatok értékelése később következik). Különösen igaz ez S, V, Fe és Zn esetén. Meg kell azonban jegyeznünk, hogy a milánói értékek az 1985 előtti időszakra vonatkoznak. A bécsi koncentrációkat később, 1989-1990-ben mérték, ezért jobban összevethetők méréseinkkel. Látható, hogy Budapest jóval szennyezettebb olyan elemeknél, mint vanádium, mangán, nikkell, amelyek elsősorban az olajtüzelés, illetve vaskohászat folyamán kerülnek a levegőbe. Különösen nagy az eltérés a két város között a cink és ólom szennyeződést tekintve. Ólom esetén ez nyilvánvalóan annak köszönhető, hogy Bécsben az üzemanyag nagyobb része ólommentes, mint Budapesten. A nagy budapesti Zn szennyeződés magyarázata további vizsgálatokat igényel.

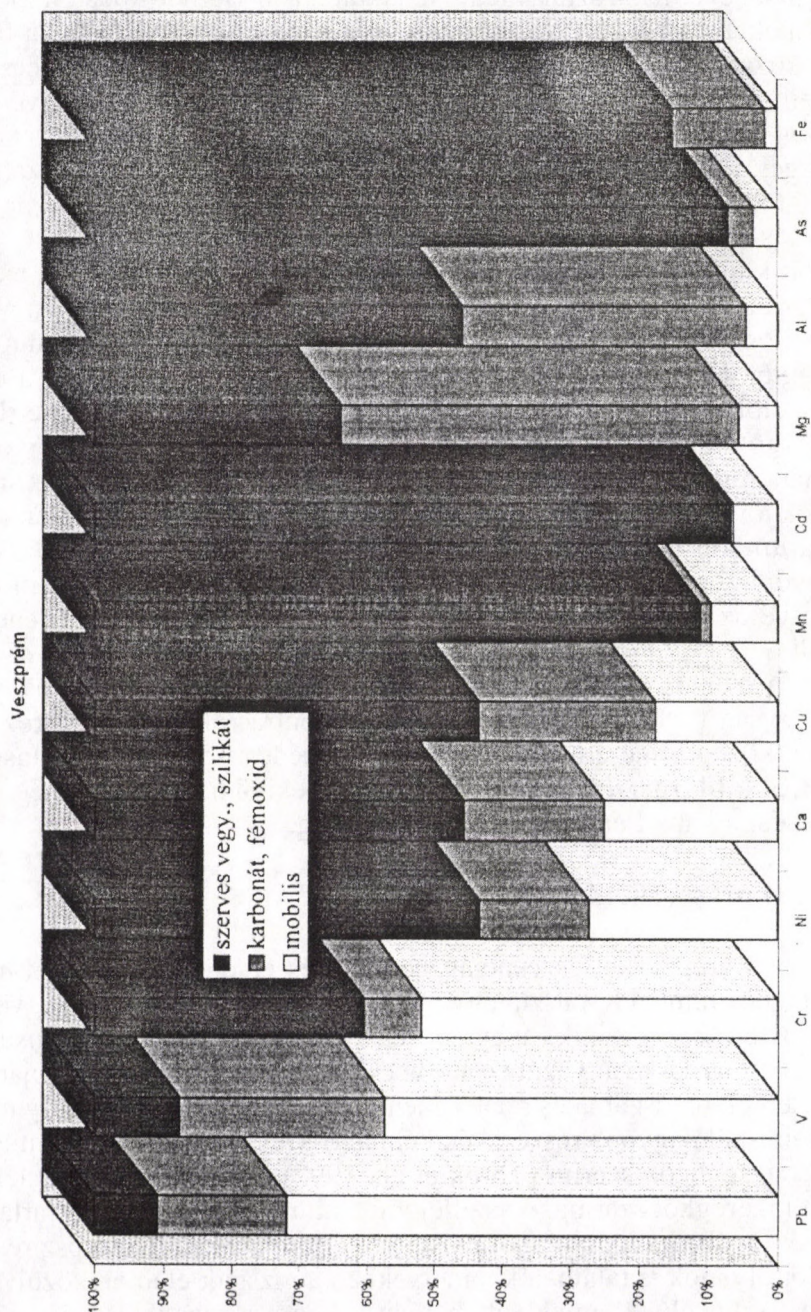
Az 1992-es mérések egyes eredményeit (Molnár et al., 1994a és Borbély-Kiss et al. 1994) az **1. ábra** alsó részében foglaltuk össze. Mint látható a légköri aeroszolban lévő elemek koncentrációja általában nyugat-keleti irányban növekszik.

3. táblázat. Az aeroszol részecskék elemi összetétele (ngm^{-3}) Milánóban, Budapesten és Bécsben.

Elemek	Milánó	Budapest	Bécs
S	9100	1870	1870
K	900	435	280
Ca	1100	1220	970
Ti	100	39	30
V	100	6,1	11
Cr	10	9,8	6,5
Mn	9	13	19
Fe	5000	715	520
Ni	10	6,1	11
Cu	100	22	20
Zn	800	136	50
As	20	22	-
Pb	500	203	83

Az alsó légkör átlagos áramlási viszonyait tekintve valószínű, hogy ez a növekedés a hazai kibocsátásnak, illetve kisebb részben a szennyezőanyagok nagyléptékű terjedésének köszönhető (lásd később). A hazai források egyike a talaj (pl. Al és Mn esetén). A növekedés azonban olyan elemeknél is jelentős (elsősorban Zn, Pb), amelyek dúsulási tényezője (lásd: 2. táblázat) nagy, azaz a koncentrációkat egyes elemeknél a magyar antropogén források is megnövelik. A nyugat-keleti növekedést támasztja alá a szintén 1992-ben Debrecenben gyűjtött minták analízise is (lásd: 3. táblázat). A debreceni adatokból kitűnik, hogy az Alföld fölött nagy mennyiségű talajeredetű anyag (Al, S, Ca, Fe) van a légköri aeroszolban. A különböző fémek környezeti hatásait jelentős mértékben befolyásolja, hogy milyen vegyületekben találhatók. Ennek kiderítése érdekében 1993 augusztus eleje és 1994 február vége között Veszprémben (Veszprémi Egyetem) és a tőle észak-nyugatra, kb. 20 km-re lévő Kabhegyen (magasság: 600 m) gyűjtött aeroszol mintákból három különböző oldószerrel tártuk föl a különböző kémiai állapotú fémeket és a kapott oldatokat atomabszorpciós spektrofotométerrel analizáltuk. Ily módon megkülönböztethető a környezeti szempontból veszélyes mobilis (lényegében vízben oldódó) állapotban lévő, a karbonátokhoz és oxidokhoz, illetve a szilikáthoz és szerves anyagokhoz kapcsolódó, veszélytelen fémek mennyisége. A veszprémi eredményeket a 2. ábra mutatja (Hlavay et al., 1994). (A két mintavételi helyre vonatkozó eredmények lényegében nem különböznek egymástól.) Látható, hogy az ólom, vanádium és króm tömegének több, mint 50 %-a a mobilis frakcióhoz tartozik. Különösen nagy ez a hányad (72 %) ólom esetén, amelynek koncentrációja Budapesten gyakran meghaladja az egészségügyi határértéket (Molnár et al., 1994b). A mobilis rész nikkelnél, kalciumnál és réznél 10 % és 50 % közé esik. A többi vizsgált elemnél elhanyagolható, 10 % alatt van.

2. ábra. A légköri nyomelemek fizikai-kémiai formáinak alakulása Veszprémben, 1994-ben.



b) Az elemek nagyság szerinti eloszlása

Az egyes elemek nagyság szerinti eloszlását többfokozatú aeroszol mintavevő segítségével határoztuk meg. Az alkalmazott Berner-típusú mintavevő a részecskéket nagyságuk szerint nyolc nagyság-tartományban fogja föl. Az egyes fokozatok 50 %-os felfogási hatékonysága a következő részecske átmérőknél van: 8,0, 4,0, 2,0, 1,0, 0,5, 0,125 és 0,0625 μm . A mintavételeket 1993-1994 folyamán Veszprémben végeztük óránként 1,878 m^3 -es átszívási sebességgel. Egy-egy mintavétel ideje több nap volt. Az egyes fokozatokban összegyűjtött aeroszol mintát salétromsavval tártuk föl és az oldatokat atomabszorpciós módszerrel analizáltuk.

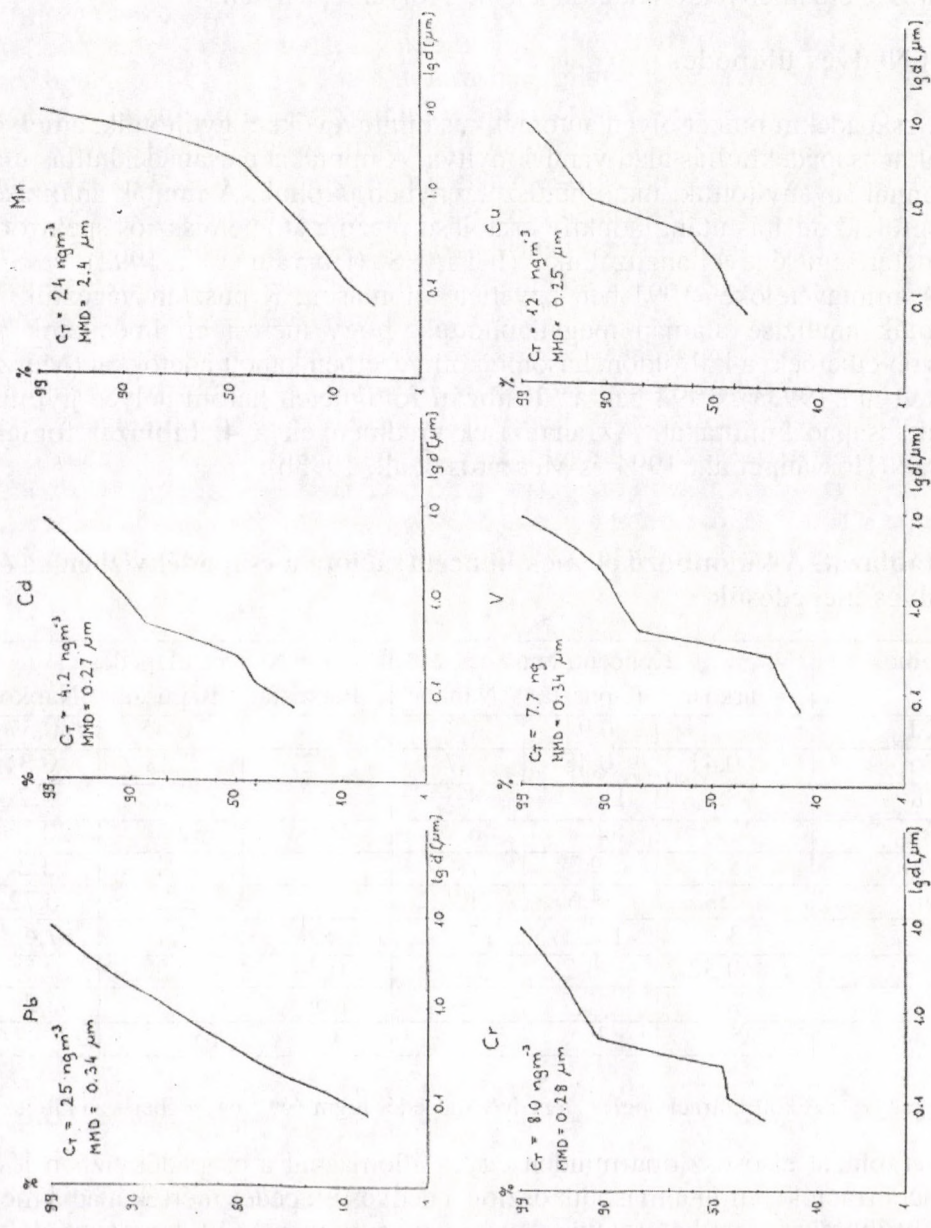
A kapott kumulatív eloszlásokat logaritmikus normál beosztásban a **3. ábrán** mutatjuk be (Molnár et al., 1994a) 21 napos mintavétel alapján. Megjegyezzük, hogy a többi fémet a mintavevő fólia (a részecskéket alumínium fóliákon fogtuk föl) nagy háttere miatt nem vizsgáltuk. Az ábrákon az abszolút koncentrációkat és a nagyság szerinti eloszlások közepes geometriai átmérőjét is föltüntettük. Bár az abszolút koncentrációk valamivel nagyobbak, mint a háttérértékek, a továbbiakban föltételeztük, hogy a veszprémi relatív eloszlások a vidéki levegőt is jellemzik. Megállapítható, hogy az ólom eloszlása logaritmikus normál. A többi mért elem spektruma azonban több eloszlásból tevődik össze. Ez arra utal, hogy az elsősorban antropogén elemek eredete, illetve az őket hordozó aeroszol részecskék dinamikája meglehetősen bonyolult.

Az egyes elemek száraz ülepedésének mértéke úgy számítható ki, ha az egyes nagyság-tartományokhoz tartozó koncentrációkat összeszorozzuk a tartomány közepes méretű részecskéjének ülepedési sebességével (**lásd: 3.e alfejezet, 5. táblázat**). Ez megfelelő kézikönyvekből határozható meg. A teljes ülepedést a kapott értékek összege adja meg.

c) Egyedi részecskék analízise

1991-ben röntgenfluoreszcenciás berendezéssel ellátott elektron-mikroszkóppal analizáltuk a K-pusztán gyűjtött aeroszol mintákban lévő egyedi részecskéket. Ez úgy történik, hogy egy-egy részecskére jutó elektronsugarak gerjesztik a részecske anyagát és a kibocsátott röntgensugárzás alapján a jelenlévő elemek rendszáma és relatív mennyisége meghatározható. Ily módon a kb. 0,4 μm -nél nagyobb részecskék kémiai összetétele határozható meg. Az elvégzett vizsgálatok szerint (Török et al., 1992) a nagy részecskék jelentős része a földkéregből származik: szilíciumot, alumíniumot és vasat tartalmaz. Gyakoriak továbbá a kalciumból és kénből álló, valószínűleg gipsz részecskék is. Sőt olyanok is találhatóak amelyekben a vizsgált elemek közül csak a szilícium fordul elő. Bennük feltehetően a kvarc a meghatározó vegyület. Ezek az anyagok az előzők szerint lehetnek közvetlenül talajeredetűek.

3. ábra. A légköri nyomelemek nagyság szerinti eloszlása.



Nem kizárt azonban, hogy egy részük a szenek eltüzelésekor jut a levegőbe. Végül számos aeroszol részecske tartalmaz kenet- és sokszor egyúttal báriumot is, azaz anyaga minden jel szerint baritból áll³.

A kutatás keretében később vett aeroszol minták analízise szintén megtörtént. Az eredmények értékelése jelenleg folyamatban van.

d) Nedves ülepedés

A csapadékmintákat olyan automatikus mintavevőkkel gyűjtöttük, amelyek csak a csapadékhullás alatt vannak nyitva. A mintákat a csapadékhullás után azonnal savanyítottuk, majd hűtőszekrényben tároltuk. A minták analízisét, megfelelő dúsítás után, induktív csatolású plazma atomemissziós spektrofotométer segítségével analizáltuk³ (ICP-AES) (Horváth et al., 1992).

A mintavételeket 1991-ben egyetlen állomáson, K-pusztán végeztük. A minták analízise alapján megállapítottuk, hogy mérési eredményeink jól összevethetőek a külföldön, hasonló környezetben kapott adatokkal (Mészáros et al., 1993a). 1992-ben az **1. ábrán** föltüntetett három helyen gyűjtöttünk csapadékmintákat. Az analízisek eredményeit a **4. táblázat** foglalja össze (Horváth et al., 1994 és Mészáros et al., 1993b).

4. táblázat. A különböző elemek koncentrációja a csapadékvízben és évi nedves ülepedésük.

Elemek	Koncentráció			Nedves ülepedés		
	Farkasfa	K-pusztá	Napkor	Farkasfa	K-pusztá	Napkor
Cd	-	0,94	1,3	-	0,45	0,57
Co	0,41	0,48	0,7	0,27	0,23	0,31
Cu	3,6	11	8,5	2,4	5,5	3,7
Fe	22	82	46	15	39	20
Mn	3,8	9,2	7,4	2,5	4,4	3,2
Ni	1,8	4,6	1,7	1,2	2,2	0,72
Pb	13	16	17	8,4	7,4	7,4
Ti	0,52	1,2	1,2	0,34	0,58	0,54
V	2,4	2,7	1,4	1,6	1,3	0,62
Zn	35	34	51	23	16	22

Megjegyzés: A koncentráció μgL^{-1} , a nedves ülepedés $\text{mgm}^{-2}\text{év}^{-1}$ egységben van kifejezve

A táblázat első oszlopa minden egyes állomásnál a csapadékvízben lévő koncentrációkat, míg a második oszlop a nedves ülepedés mértékét adja meg. Ez utóbbiakat úgy határoztuk meg, hogy a vízben mért koncentrációkat összeszoroztuk a lehullott csapadék mennyiségével.

³A berendezés a magas hőmérsékletű plazmában gerjesztett atomok energiakibocsátását méri.

A táblázatból látható, hogy a vas, ólom és cink nedves ülepedése meghaladja az $5 \text{ mgm}^{-2}\text{év}^{-1}$ értéket. A három elem közül a vas jelentős mértékben talajeredetű, következésképpen nagy részecskékhez kapcsolódik, amelyek száraz ülepedéssel hagyják el a légkört. Ezzel szemben a szennyező forrásokból származó cink és ólom kicsiny részecskéket alkot, amelyek a felhők keletkezési szintjéig is feljutnak: a két elem elsősorban a csapadékvízzel kerül vissza a felszínre. A vas ülepedése az alföldi állomáson a legnagyobb. Az ólom és a cinkülepedés területi változása nem jelentős, bár a legnagyobb értékeket a farkasfai állomáson kaptuk. Ez azonban a csapadékvíz mennyiségének közismert eloszlásával magyarázható.

Az olajtüzelésből származó vanádium ülepedése nyugatról keletre csökken, ami csak részben magyarázható egyedül a csapadék mennyiségének változásával. A vason kívül a másik két talajeredetű elem (Mn, Ti) ülepedése is az Alföldön és a Tiszántúlon nagyobb, ami a felszíni különbségekkel könnyen értelmezhető. Bár a különbség nem szignifikáns, a réz és nikkel ülepedése az alföldi állomáson maximális. Tekintve, hogy ez a két elem fémfeldolgozásból származik, nem kizárt, hogy ennek oka a dunaújrósi Cu- és Ni-kibocsátás. Végül a kobalt nem mutat jellegzetes térbeli eloszlást. Ez az elem ugyanis nagyobb részben szén-, kisebb részben olajtüzelés folyamán jut a levegőbe. Ülepedése így az országban egyenletes.

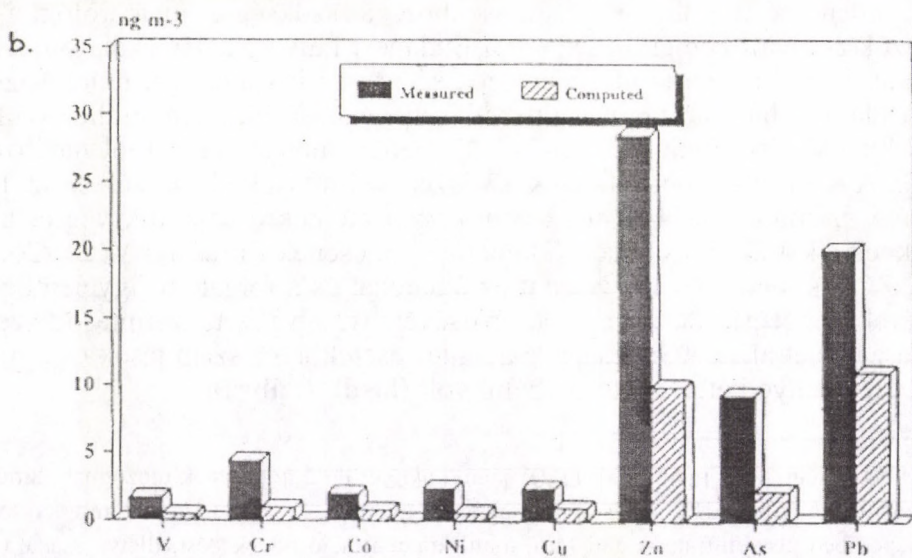
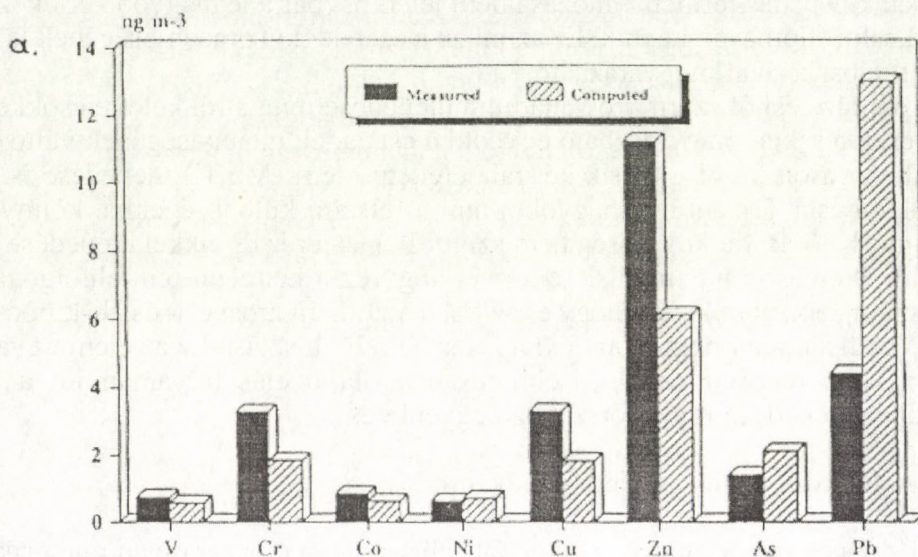
e) A légköri fémek terjedésének modellezése

Az 1991-ben kapott aeroszol adatokat felhasználva először olyan numerikus vizsgálatokat végeztünk, amelynek célja az alkalmazott Lagrange-féle modell ellenőrzése volt. A számításokhoz, a szükséges meteorológiai tényezőknél kívül, bemenő adatként a Budapest külvárosi aeroszol koncentrációkat, illetve a száraz ülepedés sebességére az irodalomban rendelkezésre álló adatokat használtuk. A nedves ülepedés hatásának számításához szükséges kimosódási együttható értékeit független mérési sorozatból határoztuk meg. A K-pusztai koncentrációk a végzett számítások ellenőrzésére szolgáltak. A számításokat azokra az antropogén elemekre hajtottuk végre, amelyeknek a két állomás között föltehetően nincsenek forrásaik: V, Cr, Co, Ni, Cu, Zn, As. Ólom esetén viszont az úthálózat és a forgalom figyelembe vételével megbecsültük a források erősségét. Az elvégzett számítások szerint (Mészáros et al., 1993c) csapadékmentes esetekben a számítások és a mérések eredménye kettes faktoron belül volt (lásd: 4. ábra).

⁴ A légpályák mentén olyan egységnyi alapterületű téglatestek mozognak, amelyek magassága a keveredési réteg vastagságával egyenlő. A légtérfogásban minden egyes időlépcsőben kiszámítjuk az emisszió miatti koncentráció-növekedést, illetve a száraz- és nedves ülepedés miatti csökkenést.

⁵ Adott fém esetén a csapadékvízben, illetve a légköri aeroszolban mért koncentrációk aránya.

4. ábra. A légköri aerószol nyomelem-tartalma modellszámítások és mérések alapján csapadékmentes (a. ábra) és csapadékos időben (b. ábra).



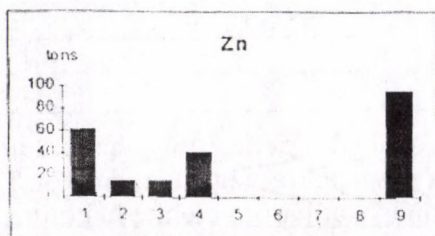
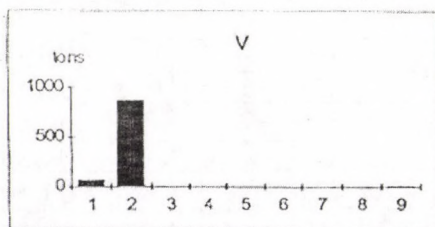
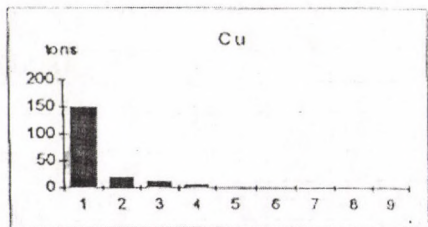
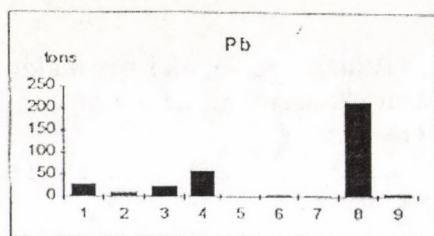
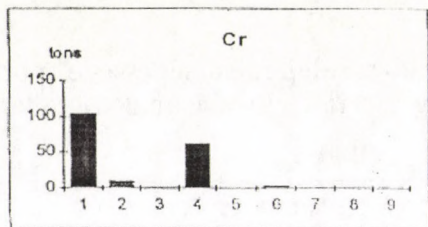
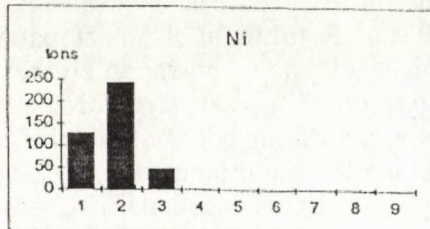
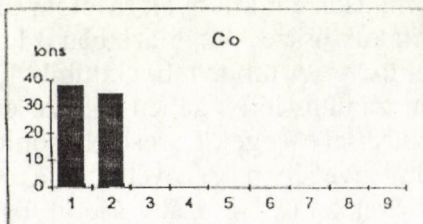
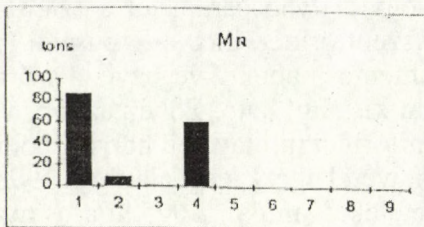
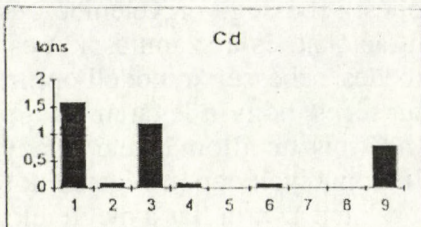
A kivételt az ólom jelentette, amelynél a számított érték kb. háromszor nagyobb volt, mint a mért koncentráció. Ez valószínűleg az emisszió-számítás bizonytalanságaival függött össze. Olyan esetekben, amikor csapadék is hullott, az egyezés valamivel rosszabb volt. A mért adatok 2-4-szer nagyobbak voltak, mint a számított koncentrációk. Az alkalmazott modell viszonylag egyszerű. A számítások pontossága a bemenő adatok helyességétől függ. Az egyik ilyen paraméter a száraz ülepedési sebesség. Figyelembe véve a pestszentlőrinci, illetve K-pusztai koncentrációkat, és a számításokat csapadékmentes napokra végezve, a száraz ülepedési sebesség a modell optimálisával kiszámítható. Ehhez azonban az szükséges, hogy a légáramlás a pestszentlőrinci mintavételi helyről pontosan a K-pusztai állomás felé haladjon a mintavétel egész ideje alatt. Az 1991-ben három olyan napon végeztünk mintavételeket, amikor a 925 hPa-os nyomási szinten az áramlás a megfelelő irányú volt. Az ezekre a napokra végzett számítások eredményeit (Molnár et al., 1993) az **5. táblázat** első oszlopában foglaltuk össze. A táblázatban a legkisebb és a legnagyobb kapott értéket tüntettük fel. A táblázatból kitűnik, hogy négy elemnél (As, V, Cr és Co) a három számítás lényegében egyező eredményt adott, míg a többi fémnél az ülepedési sebességek kevésbé hasonlóak. A modellel számított eredmények azonban lényegében összevethetők a nagyság szerinti eloszlások alapján becsült értékekkel (a táblázat második oszlopa).

5. táblázat. A légköri nyomelemek száraz ülepedési sebessége modell-számítás szerint és az elemek nagyság szerinti eloszlásának figyelembe vételével.

Elemek	Ülepedési sebesség (cm s ⁻¹)	
	számított	mért
V	0,18-0,26	0,14
Cr	0,18-0,2	0,067
Co	0,18-0,2	-
Ni	0,14-0,29	-
Cu	0,08-0,33	0,092
Zn	0,06-0,23	-
As	0,22-0,25	-
Pb	0,06-0,14	0,11
Cd	-	0,096
Mn	-	0,68

Végül a modellt nagyléptékű terjedési folyamatok leírására is fölhasználtuk. A számításokat azokra a napokra végeztük, amikor 1991-ben aeroszol mintákat vettünk. A számításokat három elemre hajtottuk végre. Ezek egyike az ólom, amely elsősorban közlekedési eredetű. A másik a vanádium, amelyet az olajtüzelés intenzitása szabályoz. A harmadik a cink, amely főleg széntüzelés, illetve hulladékégetés következtében kerül a levegőbe.

5. ábra. A légköri nyomelemek antropogén kibocsátása Magyarországon 1992-ben. (1-széntüzelés, 2-olajtüzelés, 3-színesfém-termelés, 4-vas és acéltermelés, 5-műtrágya termelés, 6-cement termelés, 7-fatüzelés, 8-ólmozott benzín felhasználás, 9-hulladékégetés)



A vizsgálat fő célja egyebek mellett annak megbecslése volt, hogy a magyar háttérlevegőben kimutatható szennyeződés milyen országokban kerül a légkörbe. Az ilyen kutatás fontos része az európai emissziós mező (lásd: Pacyna, 1984), illetve a levegőtrajektóriák időben visszafelé történő meghatározása. A modellszámítások kimutatták, hogy a vanádium 64 %-a, az ólom 16 %-a és a cink 19 %-a hazai forrásokból kerül a levegőbe (Molnár et al., 1992).

f) Léggöri mérleg számítások

Számos környezettudományi, illetve védelmi kérdés megválaszolásához ismernünk kell, hogy adott területen hogyan viszonyul egymáshoz valamely légszennyező anyag kibocsátása és ülepedése. Ezt az összehasonlítást azokra az elemekre végeztük el, amelyeket mind az aeroszolban, mind a csapadékvízben kimutattunk, illetve, amelyekre a száraz ülepedési sebességeket meghatároztuk (Co, Cr, Cu, Mn, Ni, Pb, V és Zn). Tekintve, hogy a környezeti szempontból fontos kadmiumot PIXE módszerrel nem lehet kimutatni, ennél az elemnél a K-pusztai aeroszol minták atomabszorpciós analízisével nyert eredményeket használtuk. Föltételeztük, hogy ezek az egész országra érvényesek. A többi elemnél a farkasfai méréseket a Dunántúlra, a K-pusztai mintákat a Duna-Tisza-közére és az északi országrészre, míg a napkori adatokat a Tiszántúlra tekintettük érvényesnek. Ily módon az előző alfejezetekben vázolt módon az egész országra kiszámítottuk a száraz és nedves, illetve ezek összegeként a teljes léggöri ülepedést. Ezek értéke megadja, hogy az ország területére a levegőből egy év alatt az illető elemből mekkora mennyiség rakódik.

Az említett elemek, kivéve a mangánt, gyakorlatilag teljes egészében az emberi tevékenység következtében kerülnek a levegőbe. A hazai antropogén források erősségét 1992-es statisztikus adatok, valamint Pacyna (1984) emissziós tényezői alapján számítottuk ki. A kapott eredményeket az **5. ábra** foglalja össze (Molnár et al., 1994a). Mangán esetén a természetes talajforrást is megbecsültük idevágó irodalmi információk felhasználásával. A kapott érték 138 t évente, amely összevethető az emberi források erősségével.

A **6. táblázatban** az országos évi kibocsátást a teljes ülepedéssel hasonlítottuk össze (Molnár et al., 1994a).

Látható, hogy Cr, Co és V esetén az emisszió meghaladja az ülepedést, ami azt jelenti, hogy a légáramlásokkal ezekből a fémekből többet "exportálunk", mint "importálunk". Ezzel szemben a többi elemnél az ülepedés meghaladja a kibocsátást, amelyből az következik, hogy a külföldi források a hazai ülepedés kialakításában fontos szerepet játszanak. Vanádium, Zn és Pb esetén ezek a megállapítások jó egyezésben vannak az előző alfejezetben bemutatott modellszámítások eredményeivel. Bozó et al. (1992) számításai szerint továbbá az "importált" ólom 50-50 %-a kelet-, illetve nyugat-európai országokból származik.

6. táblázat. A légköri nyomelemek mérlege Magyarországon.
A +/- jelek jelentése : +: Magyarország a nyomelem nettó forrása,
-: a nettó nyelője

Elemek	Kibocsátás (10 ⁶ g/év)	Ülepedés (10 ⁶ g/év)	+/-
Cd	3,9	47	-
Co	73	43	+
Cr	181	67	+
Cu	193	363	-
Mn	297	412	-
Ni	419	143	+
Pb	295	773	-
V	951	128	+
Zn	232	1967	-

A mérleg számítások eredményei alapján megállapítható, hogy Magyarország az elsősorban fűtési eredetű fémekből bocsát ki sokat és jelent európai forrást.

Másrészt az ipari forrásokból és a gépkocsik üzemeltetéséből származó szennyezők jelentős része külföldön kerül a levegőbe. Az a következtetés vonható tehát le, hogy országunk érdekelt a környezeti szempontból káros fémek kibocsátásának nemzetközi szabályozásában.

Résztevő intézetek és kutatók

A bemutatott vizsgálatok végzésében több hazai intézmény vett részt. Ezek a következők:

Intézet	Téma	Kutatók
Veszprémi Egyetem, Analitikai Kémia Tanszék	Mintavétel, atomabszorpció, értékelés	Bódog Ildikó, Hlavay József Mészáros Ernő, Molnár Ágnes, Polyák Klára
MTA ATOMKI	PIXE, értékelés	Borbély-Kiss Ildikó, Koltay Ede, Szabó Gyula
OMSz Légkörfizikai Int.	Modellezés, mintavétel	Bozó László
ELTE Szervetlen és Analitikai Kémiai Tanszék	ICP atomemisszió, értékelés	Horváth Zsuzsa, László Alexandra, Varga Imre
Atomenergia Kutató Intézet	egyedi részecske-analízis, értékelés	Sándor Szvetlána, Török Szabina

Irodalom:

Borbély-Kiss, I., Koltay, E. and Szabó, Gy., 1993: Apportionment of atmospheric aerosols collected over Hungary to sources by target transformation factor analysis. *Nuclear Instruments and Methods in Physics Research B75*, 287-291.

Borbély-Kiss, I., Koltay, E., Szabó, Gy., Mészáros, E., Molnár, Á. and Bozó, L., 1994: Particle characterization at rural, suburban and urban aerosol sampling sites in Hungary. *International Journal of PIXE*. Submitted for publication.

Bozó, L., Alcamo, J. Bartnicki, J. Olendrzynski, K., 1992: Total deposition and budget of heavy metals over Eastern Europe. *Időjárás* 96, 61-80.

Hlavay, J., Polyák, K., Bódog, I., Molnár, A. and Mészáros, E., 1995: Distributions of trace metals in filter-collected aerosol samples. *Fresenius J. Anal. Chem.* Megjelenés alatt.

Horváth, Zs., Lásztity, A. and Varga, I., 1992: The role of spectrochemical analysis in the determination of the composition of atmospheric precipitation and aerosol samples in remote environments. *Microchemical Journal* 46, 130-

Horváth, Zs., Lásztity, A., Varga, I., Mészáros, E. and Molnár, A., 1994: Determination of trace metals and speciation of chromium ions in atmospheric precipitation by ICP-AES and GFAAS. *Talanta* 41, 1165-1168.

Koltay, E., 1988: Particle induced X-ray emission: basic principles, instrumentation and interdisciplinary application. In *X-ray Spectroscopy in Atomic and Solid State Physics* (eds.: Ferreira, J.G. and Ramos, M.T.) NATO Advanced Study Institute Series. Plenum Press, New York.

Mészáros, E., 1991: Study of the chemical composition of atmospheric aerosol particles in Hungary: a review. *Atmospheric Research* 26, 275-283.

Mészáros, E., Molnár, A., Horváth, Zs. and Lásztity, A., 1993a: Trace metal concentrations in atmospheric precipitation over Hungary. *Időjárás* 97, 35-41.

Mészáros E., Molnár Á. és Horváth Zs., 1993b: A mikroelemek légköri ülepedése Magyarországon. *Agrokémia és Talajtan* 42, 221-228.

Mészáros, E., Bozó, L. and Molnár, Á., 1993c: Regional scale modeling casestudies for aerosol transport over Hungary. *Proc. 20th Internat. Technical Meeting on Air Pollution Modelling and its Application. Vol III. Valencia.*

Molnár, Á., Bozó, L., Mészáros, E. and Harris, J.M., 1992: Long-range transport of different elements in atmospheric aerosols: the case of Hungary. In *Nucleation and Atmospheric Aerosols* (eds.: Fukuta, N. and Wagner, P.). A. Deepak Publ.Co., Hampton, Virginia.

Molnár, Á., Mészáros, E., Bozó, L., Borbély-Kiss, I., Koltay, E. and Szabó, Gy., 1993: Elemental composition of atmospheric aerosol particles under different conditions in Hungary. *Atmospheric Environment* 27A, 2457-2461.

Molnár, Á., Mészáros, E., Polyák, K., Borbély-Kiss, I., Koltay, E., Szabó, Gy. and Horváth, Zs, 1995a: Atmospheric budget of different elements in aerosol particles over Hungary. *Atmospheric Environment*. Megjelenés alatt.

Molnár Á., Mészáros E. és Koltay, E., 1994b: A légköri aeroszol részecskék elemi összetételének vizsgálata különböző szennyezettsgű környezetben. *Egészségtudomány* 38, 235-239.

Pacyna, J.M., 1984: Estimation of the atmospheric emissions of trace elements from anthropogenic sources in Europe. *Atmospheric Environment* 18, 41-50.

Török, Sz., Sándor, Sz., Xhoffer, C., Van Grieken, R., Mészáros, E. and Molnár, Á., 1992: Single particle analysis of Hungarian background aerosol. *Időjárás* 98, 223-233.

Légköri aeroszolak fizikai-kémiai formájának vizsgálata

Hlavay József, Polyák Klára, Bódog Ildikó, Molnár Ágnes,
Mészáros Ernő, Veszprémi Egyetem, Veszprém

Az atmoszférában bonyolódik le számos anyag transzportja, nevezetesen nyomnyi mennyiségű fémek, szerves vegyületek és tápanyagok kerülnek a termőföldre, a természetes vizek és a növények felületére. A modern társadalomban az emberi tevékenység (pl. energiatermelés, kohászat, hulladékok égetése, stb.) hatalmas mennyiségű toxikus anyagot bocsát a levegőbe. Az egészségre ártalmas anyagok koncentrációja a többi szennyezőanyaghoz képest igen kicsi (néhány ng/m^3) és a vegyületek többnyire a légköri aeroszol részecskékhez kapcsolódnak. A $<2 \mu\text{m}$ méretű részecskék rendszerint antropogén forrásokból származnak, míg a $>2 \mu\text{m}$ méretűek forrása természetes eredetű, a talaj felső rétegeinek a szél által felkevert része [1]. A részecskék elem tartalma jelentősen függ a méretüktől, a megbízható meghatározáshoz a részecskeméret szerint gyűjtött aeroszol mintákat kell elemezni. A szilárd légköri aeroszolak élettartama is a részecskeméret függvénye, a legkisebb ($0,001-0,08 \mu\text{m}$) részecskék <1 óra alatt koaguláció vagy agglomeráció révén nagyobb méretű részecskékké alakulnak. Az akkumulációs tartományban ($0,08-1,0 \mu\text{m}$) az élettartam 4-40 nap, míg a nagyobb részecskék ($>1,0 \mu\text{m}$) néhány perctől napokig tartózkodhatnak a levegőben. A hosszú tartózkodási idő miatt a légköri aeroszol részecskék akár 100 km-t is vándorolhatnak. A talajra, vizekbe, növényekre száraz és nedves ülepedéssel kerülnek [2, 3].

A finom eloszlású, kis részecskeméretű ($0,1-10 \mu\text{m}$) légköri aeroszolakban lévő toxikus anyagok az élő szervezetekbe jutva akadályozzák azok biológiai és kémiai működését. Az ember és állati szervezetekben a nehézfémionok számos problémát okozhatnak és a légköri aeroszol, valamint a csapadékvíz fémiontartalmának meghatározása alapvető információt nyújt a környezeti hatások megismeréséhez. Az elemek összes koncentrációjának meghatározása a szennyezőforrás eredetére (antropogén vagy természetes) adhat felvilágosítást, míg a fizikai-kémiai formák becslése az aeroszolakban lévő módosulatokat valószínűsíti. Az elemek fizikai-kémiai formájának meghatározása nem egyszerű analitikai feladat. A szilárd környezeti minták közvetlen analizésére kidolgozott módszerek rendszerint akkor alkalmazhatók, ha az alkotók nagyobb koncentrációban vannak jelen. Például a porröntgendiffrakciós módszerrel meghatározott egyedi ásványok megbízható elemzéséhez az kell, hogy az ásvány $>1 \text{ m/m}\%$ -ban legyen a mintában.

Az egyes elemek mobilitását, azaz a környezeti szférákba való bejutását szelektív oldással becsülhetjük meg. Az irodalomban számos módszer ismert a szelektív extrakció alkalmazására; az első eljárásokat a talajok vizsgálatára

fejlesztették ki. A szűrőpapíron gyűjtött aeroszol részecskék vizsgálata komoly felkészültséget igényel, mert a csekély mintamennyiség miatt párhuzamos mérésre nincs lehetőség, és hazai vagy nemzetközi standard nem áll még rendelkezésre. Ezért egyszerű, ismételhető, gyors és jól kezelhető analitikai módszereket kell kifejleszteni.

Munkánk során légköri aeroszolokban előforduló Ca, Mg, Fe, Mn, Al, Pb, Cd, Ni, Cr, Cu, As és V vegyületek fizikai-kémiai formáját határoztuk meg. A vizsgálatokat Chester és munkatársai [4] által tengeri és városi aeroszolokra ajánlott kioldási módszerével végeztük el. A szekvens kioldási technikával a mobilis, a karbonátos és oxidos fázisokhoz, valamint a szerves anyagokhoz és savoldható szilikátokhoz kötött fázisok különíthetők el.

A hazai adatgyűjtés során Molnár és munkatársai [5] azt tapasztalták, hogy a légköri aeroszolókból elsősorban nedves ülepedéssel, csapadékvízzel együtt jutnak a fémionok a különböző ökoszisztémákba. A száraz ülepedés mellett ezért a Veszprémben gyűjtött csapadékvíz elemi összetételét is meghatároztuk, és a száraz valamint a nedves ülepedés vizsgálata során kapott eredményeket összehasonlítottuk:

Felhasznált anyagok és módszerek

Az elemek meghatározását Perkin-Elmer 5100 PC (grafitküvetta, deutérium háttérkompenzáció, GEM szoftver) atomabszorpciós spektrométerrel végeztük. A kalibrációhoz szükséges oldatokat alt. minőségű vegyszerekből készítettük.

A vizsgálati mintákat 1993. augusztus 3. és 1994. február 28. között hetente gyűjtöttük Veszprémben és Kabhegyen 55-72 m³ levegő átszivtatásával. A levegőben lévő aeroszol részecskéket 45 mm átmérőjű 0,45 µm pórusméretű teflon szűrőkön (Kipszer-Paraplan) fogtuk fel. A Veszprémben kialakított mintavételi hely a város központjában, a kollégium tetején volt, 20 m-re a talajszinttől. Kabhegy 600 m magas, a mintavételi fejet 30 m-re helyeztük el a talajszinttől. Az aeroszol mintákat az alábbi módszer szerint készítettük elő [4]:

1. frakció: könnyen mobilizálható elemek:

A mintát tartalmazó szűrőt centrifugacsőbe helyeztük és 25 ml 1 M NH₄OAc (pH=7) oldattal 15 percig szobahőmérsékleten rázattuk, majd az oldatot szűrtük és 50 ml-re feltöltöttük.

2. frakció: karbonátokhoz, oxidokhoz kötött elemek:

Az 1. frakció maradékához 25 ml reagenst (1 M hidroxil-amin-HCl 25 m/m%-os ecetsavban) adtunk. A mintát 6 órát rázattuk szobahőmérsékleten, centrifugáltuk, szűrtük és 50 ml-re feltöltöttük.

3. frakció: stabil elemek (szerves anyagokhoz és savoldható szilikátokhoz kötött elemek):

A 2. frakció maradékát hőálló, műanyag pohárba tettük át és hozzáadtunk 10 ml cc. HNO_3 -t és 2 ml cc. HF-t, majd 2 órán át 100°C -on forraltuk. A HF maradékának eltávolítására az oldatot 4 ml HNO_3 -al tovább forraltuk, és a majdnem szárazra párolt mintát 0,1 M HNO_3 -al felvettük, szűrtük és 50 ml-re feltöltöttük.

A szelektív oldási sorozatot a szűrőpapírral mintavétel előtt elvégeztük (szűrőpapír vak) és valamennyi reagens vakértékét is meghatároztuk.

A vizsgálat ideje alatt Veszprémben csapadékmintákat is gyűjtöttünk automatikus mintavevő segítségével. A mintavevő fedele csak a csapadék hullásakor nyílik ki, így a száraz ülepedéssel nem kerül be szilárd aeroszol a gyűjtőedénybe. Egy 2 L térfogatú műanyag edénybe fogtuk fel a csapadékot 23 cm átmérőjű műanyag tölcser segítségével. A csapadékot HNO_3 -mal $\text{pH} < 2$ értékre savanyítottuk és az analízisig 4°C -on tároltuk.

Eredmények és értékelés

A szelektív oldási kísérletek eredményeit az 1-3. táblázatokban foglaltuk össze. A geometriai átlagos koncentráció mellett a becsült tapasztalati szórást és az egyes frakciókban lévő elemek százalékos megoszlását is feltüntettük.

Az **1. táblázatban** összefoglalt adatokból kitűnik, hogy az Al, Fe, és Mn koncentráció nem, különbözik jelentősen a két mintavételi helyen. Megjegyezzük, hogy a Mn koncentrációt lényegesen nagyobbak találtuk, mint a legutóbb mért hazai és más nagyobb városban talált értékek [5]. Ennek oka valószínűleg az, hogy a közelben (Úrkut) külszíni fejtéssel mangánércet bányásznak és a meteorológiai körülmények lehetővé teszik a hosszútávú terjedést. A Kabhegyen gyűjtött aeroszol mintákban a Ca és Mg koncentráció mintegy 30-40 %-a a városi aeroszolokban talált mennyiségnek. A különböző időkben gyűjtött minták között jelentős különbségeket tapasztaltunk, nevezetesen a Ca koncentráció 445-19390 ng/m^3 tartományban, míg a Mg koncentráció 56-22715 ng/m^3 értékek között változott. A Ca-ra és Mg-ra vonatkoztatott város/háttér terület arány 2,4-3,2 volt, és a jelentős változások oka részben a talaj felső rétegének elhordása, részben a tüzelés okozta antropogén kibocsátás.

A szelektív oldás eredményei arra utalnak, hogy az Al elsősorban a karbonátokhoz, oxidokhoz kötött és a stabil, a savoldható szilikátokhoz kötött frakciókban dúsul fel. Ez a megállapítás a többi vizsgált elemre (Fe, Ca, Mg, Mn) is többé-kevésbé igaz. A Fe és Mn 83-90 %-a stabil formában található, a Ca-nak mintegy negyed része a könnyen mobilizálható, oldható frakcióban koncentrálódik. A Mg megoszlásában figyelemre méltó, hogy amíg a Kabhegyen gyűjtött mintákban szinte teljes egészében stabil formában fordul elő, addig a veszprémi aeroszolokban főként a karbonátokhoz, oxidokhoz kötött frak-

cióban azonosítottuk. Mivel ezek az elemek elsősorban természetes forrásokból kerülnek a környezetbe (a talaj felső rétegéből), ezért a könnyen oldható, mobilis hányadban kisebb mértékben fordulnak elő.

1. táblázat. Elemek megoszlása a különböző fázisok között Kabhegyen (háttér terület) és Veszprémbe gyűjtött aeroszol mintákban, ng/m³ (n=14).

	Al (Kabhegy)			Al (Veszprém)		
Átlag*	264			259		
Szórás ^x	3.4			2.4		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	14	37	49	5	41	54
C _{átl.}	37.0	98.3	128.7	13	106	140
	Fe (Kabhegy)			Fe (Veszprém)		
Átlag*	243			433		
Szórás ^x	3.6			3.0		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	4	7	89	2	13	85
C _{átl.}	10	17	216	9	56	368
	Ca (Kabhegy)			Ca (Veszprém)		
Átlag*	1416			3465		
Szórás ^x	2.9			3.2		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	29	8	63	25	21	54
C _{átl.}	411	113	892	866	728	1871
	Mg (Kabhegy)			Mg (Veszprém)		
Átlag*	408			1315		
Szórás ^x	5.7			4.9		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	5	2	93	5	58	37
C _{átl.}	20	8	380	66	762	487
	Mn (Kabhegy)			Mn (Veszprém)		
Átlag*	148			232		
Szórás ^x	3.6			1.9		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	15	2	83	9	2	89
C _{átl.}	22	3	123	21	4	207

1. frakció: mobilizálható elemek, 2. frakció: karbonátokhoz, oxidokhoz kötött elemek
3. frakció: stabil elemek

* geometriai középérték ; ^x szórás: a geometriai középérték becsült tapasztalati szórása

Az egészségre káros fémek közül a Pb, Cd, Cr, Cu és Ni megoszlását vizsgáltuk szelektív oldási kísérletekkel (2. táblázat).

2. táblázat. Elemek megoszlása a különböző fázisok között Kabhegyen (háttér terület) és Veszprémén gyűjtött aeroszol mintákban, ng/m³ (n=14).

	Pb (Kabhegy)			Pb (Veszprém)		
Átlag*	23.1			41.9		
Szórás ^x	2.1			1.9		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	56	39	5	72	19	9
C _{átl.}	13	9	1.1	30	8	3.9
	Cd (Kabhegy)			Cd (Veszprém)		
Átlag*	1.35			2.9		
Szórás ^x	4.7			6.8		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	16	2	82	5.5	<0.5	94
C _{átl.}	0.22	0.03	1.1	0.15	0.05	2.7
	Cr (Kabhegy)			Cr (Veszprém)		
Átlag*	2.9			3.9		
Szórás ^x	2.0			2.0		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	44	17	39	51	9	40
C _{átl.}	1.3	0.5	1.1	2.0	0.3	1.6
	Cu (Kabhegy)			Cu (Veszprém)		
Átlag*	4.5			7.7		
Szórás ^x	4.0			2.6		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	11	33	56	17	26	57
C _{átl.}	0.5	1.5	2.5	1.3	2.0	4.4
	Ni (Kabhegy)			Ni (Veszprém)		
Átlag*	52			7.44		
Szórás ^x	2.9			2.3		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	19	16	65	27	16	57
C _{átl.}	10	8.4	34.3	11.9	7	25.1

1. frakció: mobilizálható elemek, 2. frakció: karbonátokhoz, oxidokhoz kötött elemek, 3. frakció: stabil elemek,

* geometriai középérték ^x szórás: a geometriai középérték becsült tapasztalati szórása

A fémek antropogén forrásokból kerülnek a levegőbe, az ólom főként a gépkocsik okozta emisszióból, a többi fém nagy hőmérsékletű (800-1000 °C) égetéssel jut az atmoszférába. A háttér állomáson gyűjtött mintákban a Ni-t kivéve kisebb átlagos koncentrációkat találtunk, mint a lényegesen szennye-

zettebb városi aeroszollokban. A tengerszint felett 630 m-re gyűjtött mintákban a kiugróan nagy Ni-tartalom magyarázatára további vizsgálatok szükségesek. Az ólomnak nagyobb része a könnyen oldható frakcióban dúsult fel és így közvetlenül kerül vissza a természetbe. Különösen jelentős ez a hatás a városi aeroszollokban, a mintákban csak 9 % a stabil, savoldható szilikátokhoz kötött ólomtartalom. Az ólomvegyületek típusa az aeroszollokban függ az atmoszféra egyéb alkotóitól és az aeroszol részecskék korától. Az elsődleges vegyületek a gépkocsik kipufogó gázaiban a $PbClBr$, PbO , $Pb(OH)X$ ($X=Cl, Br$) de kisebb mértékben $PbSO_4$, $Pb_3(PO_4)_2$, valamint $PbO \cdot PbSO_4$ is található nagyobb részecskékhez kötve [1, 3].

Az aeroszolban kis mennyiségben azonosított Cd 82-94 %-a stabilis formában fordul elő, és nem jelent közvetlen veszélyt a környezetre. A városi levegőben a Cd koncentráció számos paraméter függvénye (szennyezőforrás helye és a kibocsátás intenzitása, meteorológiai körülmények, stb.) és a nagyobb városokban 1-300 ng/m^3 tartományban találták [6]. Pernyékkel végzett korábbi kutatásaink eredményeiből azt a következtetést vontuk le, hogy az egészségre káros Cd fő tömege a mobilis frakcióban koncentrálódott [7]. Ez feltétlenül hátrányos a környezetre, hiszen a pernye elhelyezése után a savas pH-jú ($pH=4,6-4,7$) esővíz a Cd jelentős részét kioldhatja és ez közvetlenül károsítja a talajt, növényzetet és bekerülhet a táplálékláncba. A Cr, Cu és Ni koncentrációja az aeroszol mintákban hasonló volt, mint amit más hazai mérőállomásokon gyűjtött mintákban találtak. A Cr-tartalom fele a mobilis frakcióban koncentrálódott, a Cu és Ni főleg a karbonátokhoz, oxidokhoz és savoldható szilikátokhoz kötött formában fordult elő. Az As és V szelektív oldási kísérleteinek eredményeit a 3. táblázatban foglaltuk össze.

3. táblázat. Elemek megoszlása a különböző fázisok között Kabhegyen (háttér terület) és Veszprémben gyűjtött aeroszol mintákban, ng/m^3 (n=14).

Átlag*	As (Kabhegy)			As (Veszprém)		
		1.9			2.4	
Szórás ^x	7.8			13.1		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	10	2	88	3	3	94
C _{átl.}	0.2	0.05	1.65	0.05	0.05	2.3
Átlag*	V (Kabhegy)			V (Veszprém)		
		4.2			5.2	
Szórás ^x	2.0			2.5		
Frakció	(1)	(2)	(3)	(1)	(2)	(3)
Frakció %	39	<18	43	58	31	11
C _{átl.}	1.6	0.8	1.8	3	1.6	0.6

1. frakció: mobilizálható elemek, 2. frakció: karbonátokhoz, oxidokhoz kötött elemek,

3. frakció: stabil elemek,

* geometriai középérték ^x szórás: a geometriai középérték becsült tapasztalati szórása

Mindekét elem koncentrációja kisebb volt, mint az irodalomban más nagy városokban és hazai, más helyen vett mintákban találtak [8]. Öröndetes, hogy az As mintegy 90 %-a a stabilis, átlagos környezeti körülmények között a nem oldható frakcióban dúsult fel. A V valószínűleg az olajtartalmú tüzelőanyag égetése során került a levegőbe, és meglehetősen egyenletesen oszlott meg a 3 frakcióban. A további vizsgálatok során a környezetbe könnyen visszakerülő, mobilis elemek koncentrációját vetettük egybe az aeroszolban lévő elemek összes koncentrációjával. Arra kerestünk választ, hogy a két mintavételi helyen gyűjtött aeroszol részecskék milyen hányadban tartalmaznak átlagos természeti körülmények között oldható vegyületeket, amelyek környezetünk állapotát befolyásolják. A száraz ülepedés mértékét az elemek koncentráció értékeiből és a száraz ülepedési sebesség értékeiből számítottuk ki. Az értékeket, mind a veszprémi, mind a kabhegyi mintasorozatra az 14 hét átlagaként becsültük meg. A száraz ülepedési sebesség értékeit az impaktossal 8 frakcióba gyűjtött aeroszol részecskék elemi koncentráció adataiból és az adott frakcióhoz tartozó sebesség értékéből számítottuk ki. A részletes számítás Molnár és munkatársai [9] közleményében található meg. A mobilis frakciókhoz tartozó ülepedési sebességeket külön megbecsültük. A veszprémi megfigyelési helyen csapadékvíz mintákat is gyűjtöttünk. Meghatároztuk a csapadék elemi összetételét és az éves csapadékmennyiség ismeretében a nedves ülepedés mértékét. Az eredményeket a **4-6. táblázatokban** foglaltuk össze.

A **4. táblázat** adataiból kitűnik, hogy a Kabhegyen gyűjtött aeroszol mintákban a Fe és Mn elsősorban a karbonátokhoz/oxidokhoz, illetve a sav-oldható szilikátokhoz kötve fordul elő, a mobilis frakciók aránya csekély.

4. táblázat. Aeroszokok száraz ülepedése Kabhegyen, a mobilis és stabil frakciók megoszlása.

Elemek	V _{total}	C _{total}	D _{drytot.}	V _{mob.}	C _{mob.}	D _{drymob.}	D _{drymob} / D _{drytot}
	cm/s	ng/m ³	mg/m ² yr	cm/s	ng/m ³	mg/m ² yr	
Fe	0,926	243	70,9	0,181	10	0,57	0,8
Mn	0,68	148	31,7	1,180	22	8,18	25,9
Pb	0,114	23,1	0,83	0,075	13	0,31	36,9
Cd	0,096	1,35	0,041	0,140	0,22	0,01	24,2
Cu	0,092	4,5	0,13	0,069	0,50	0,011	8,4
Ni	0,220	52,7	3,65	0,132	10	0,416	11,4
Cr	0,067	2,9	0,061	0,052	1,30	0,021	34,4
V	0,139	4,2	0,18	0,076	1,60	0,038	20,9

A száraz ülepedés számítása: $D_{dry} = v(\text{cm/s}) \cdot (ng \cdot m^{-3}) \cdot 0,315 \text{ (mg/m}^2 \cdot \text{yr)}$
 $v = \text{száraz ülepedési sebesség}$

A Mn mintegy 26 %-a a környezeti folyamatokban oldott formában vesz részt, amíg a Fe teljes mértékben stabil vegyületekben található meg az aeroszolban. Az egészségre káros, toxikus elemek közül az ólom közel 40 %-a a mobilis frakcióban koncentrálódik, a természetben az ülepedést követően közvetlenül szennyezi a befogadó közeget. Megjegyezzük, hogy a regionális háttér mintavételi helynek tekintett Kabhegyen gyűjtött mintákban a Ni-tartalmat kiugróan nagy értéknek találtuk, nem egy esetben akár egy nagyságrenddel nagyobb volt, mint más elemek száraz ülepedési értéke ($Cu=0,13$ és $Ni=3,65$ mg/m^2yr). Ez a jelenség feltétlenül arra utal, hogy a közelben jelentős szennyezőforrás található mivel a természetes kibocsátás ennél lényegesen kisebb. Az országos háttér adatokat a K-pusztai mérőállomáson gyűjtött aeroszolok elemi összetételének meghatározásával becsülik meg és az elmúlt időszakban a Ni száraz ülepedésére $0,08-0,17$ mg/m^2yr értékek adódtak [5]. A 4. táblázat adataiból még az is kiderül, hogy a mobilis frakcióban $0,42$ mg/m^2yr száraz ülepedési értéket találtunk, amely érték lényegesen nagyobb, mint a hazai háttér átlaga.

A mobilis frakcióban a nikkelnak csak mintegy 10-ed része akkumulálódik, így kisebb mértékben károsítja a bioszférát és a táplálékláncon keresztül az ember egészségét. Mivel az elemek koncentrációját a 14 héten át tartó mintagyűjtés során vett aeroszol részecskékből határoztuk meg, ez a megfigyelés felhívja a figyelmet egy jelentős szennyezőforrás hosszú ideje tartó, állandó kibocsátással járó működésére. A légkör kémiai összetételének megbízható vizsgálata alapvető információkat nyújt a környezetvédelem számára.

Az 5. táblázatban a Veszprémben gyűjtött aeroszol minták analízisének eredményeit foglaltuk össze.

5. táblázat. Az összes száraz ülepedés és a nedves ülepedés összehasonlítása Veszprémben.

Elemek	$C_{prec.}$ mg/L	$D_{wet.}$ mg/m ² yr	$C_{tot.}$ ng/m ³	D_{drytot} mg/m ² yr	D_{wet}/D_{drytot}	$D_{wet}/D_{dry+wet.}$ %
Fe	11,8	6,05	433	125,3	0,05	4,6
Mn	3,4	1,75	232	49,8	0,04	3,4
Pb	2,8	1,43	41,9	1,51	0,9	48,6
Cd	0,1	0,05	2,9	0,088	0,6	36,2
Cu	2,1	1,08	7,7	0,22	4,9	83,1
Ni	0,6	0,31	44	3,1	0,1	9,1
V	2,2	1,12	5,2	0,23	4,9	83,0

A nedves ülepedés számítása: $D_{wet}=C_{prec} * 0,513$ (mg/m²*yr)
 c =elemek koncentrációja a csapadékban, 0,513 m csapadék hullott az országra.

A száraz ülepedési adatokat a nedves ülepedés során a felszínre került elemek mennyiségével hasonlítottuk össze. A táblázatban felsorolt száraz ülepedési értékeket az aeroszolak összes elemi koncentrációja ismeretében számítottuk ki. Az eredmények alapján megállapítható, hogy a légkörből az elemek elsősorban száraz ülepedéssel kerülnek a befogadóba, de a Cu és V mintegy ötszörös mennyisége a nedves ülepedéssel mosódik ki az atmoszférából. A száraz ülepedéssel, ahogy az várható volt, nagyobb mennyiségű szennyezőanyag kerül ki a levegőből a városban, mint egy 600 m magasan lévő hegyen. A Ni-tartalom az egyetlen kivétel, mert a veszprémi mintákban kisebb mennyiséget találtunk, mint a Kabhegyen gyűjtött mintákban (Veszprém: 3,1 és Kabhegy: 3,65 mg/m²yr). Ez a megfigyelés alátámasztja a korábbi feltételezésünket, nevezetesen a Ni-t emittáló szennyezőforrás közelebb van a kabhegyi mérőállomáshoz, mint a magyarországi viszonyok között közepesen szennyezettnek tekintett Veszprémhez. A jelenség teljeskörű vizsgálata további kutatásokat igényel.

A száraz ülepedési értékek mobilis frakciónak értékét összevetettük a légköri nedves ülepedéssel (6. táblázat). Erre az összehasonlításra az ad módot, hogy a mobilis frakciók becslésére a természeti folyamatokhoz közel álló oldási módszert alkalmaztunk. A befogadót leginkább a jelentős mennyiségű, könnyen oldódó formában lévő ólom- és vanádiumtartalom szennyezheti. A mobilis frakciókat tekintve a vas, az ólom, a kadmium, a réz és a vanádium nagyobb része nedves ülepedéssel kerül ki az atmoszférából.

6. táblázat. Száraz ülepedés mobilis frakciójának és nedves ülepedésnek összehasonlítása Veszprémben.

Elemek	C _{prec.}	D _{wet.}	C _{mob.}	D _{drymob.}	D _{drytot}	D _{drymob} / D _{drytot.}	D _{wet} / D _{drymob.}
	mg/L	mg/m ² yr	ng/m ³	mg/m ² yr	mg/m ² yr	%	
Fe	11,8	6,05	9	0,51	125,3	0,4	11,9
Mn	3,4	1,75	21	7,81	49,8	15,7	0,22
Pb	2,8	1,43	30	0,71	1,51	47,0	2,0
Cd	0,1	0,05	0,15	0,007	0,088	7,9	7,1
Cu	2,1	1,08	1,3	0,028	0,22	12,8	38,6
Ni	0,6	0,31	11,9	0,49	3,1	15,8	0,63
V	2,2	1,12	3,0	0,072	0,23	31,3	15,5

A nedves ülepedés számítása: $D_{wet} = C_{prec} * 0,513$ (mg/m²*yr)

C=elemek koncentrációja a csapadékban, 0,513 m csapadék hullott az országra.

D_{drymob}= a száraz ülepedés mobilis frakciója

A Veszprémben gyűjtött aeroszol minták elemzése alapján a száraz ülepedéssel a levegőből kikerülő elemek mennyiségét összehasonlítottuk a rendelkezésre álló országos adatokkal (7. táblázat).

7. táblázat. Száraz ülepedés országos és veszprémi összehasonlítása.

Terület: Magyarország: 93000 km²
 Veszprém: 19,1 km²
 Arány: 4870

Elemek	D _{dryHungary}	D _{dryVeszprém}	D _{dryHung} / 4870.	D _{dryVesz} / D _{dryegys.}	D _{dry-mobVeszprém}	D _{drymobVesz} / D _{dryegys.}
	10 ⁶ g/yr	10 ³ g/yr	10 ³ g/yr		10 ³ g/yr	
Pb	47,4	29,1	9,70	3	13,6	1,4
Cd	1,9	1,7	0,40	4,2	0,13	0,3
Cu	10,1	4,2	2,10	2	0,53	0,25
Cr	21,7	1,6	4,45	0,4	0,6	0,13
Mn	102,4	951	21,0	45,2	149	7,1
V	11,5	4,4	2,40	1,8	1,4	0,6
Ni	10,9	59,2	2,24	26	9,4	4,2

Mn>Ni>Cd>Pb>Cu>V>Cr

A hazai száraz ülepedési értékeket a K-pusztán gyűjtött légköri aeroszokok elemzése után kapott adatok alapján számították ki [9]. Mivel Magyarország területe 4870-szer nagyobb, mint Veszprémé, ezért az országos adatokat egy-egynyi területre normáltuk. Az összes elemi koncentrációt tekintve Veszprémet, a Cr kivételével, lényegesen több, (Mn esetén mintegy 45-szörös mennyiségű) elemet tartalmazó légköri aeroszol szennyezi. A mobilis frakciók aránya ezeknél az értékeknél valamivel kisebb, csak az ólom, mangán és nikkal esetén haladja meg az országos átlagot.

A légköri aeroszokok elemi összetételének és az elemek eloszlásának vizsgálata alapvető ismereteket nyújt a természetben lejátszódó folyamatok leírására és a szennyező források-szennyező befogadók modellezésére.

A kutatást az OTKA (témaszám: 16315) támogatásával végezzük. A támogatást köszönjük.

Irodalom

1. Nriagu JO, (1978) Lead in the atmosphere. in: Nriagu, J. O. Ed. The Biogeochemistry of Lead in the Environment, Part A, Ecological Cycles: Elsevier/Nth. Holland; 137-184.
2. Paciga JJ, Jervis RE (1976) Environ. Sci. Techn. 10: 1124-1128
3. Pacyna JM (1987) Atmospheric emissions of arsenic, cadmium, lead, and mercury from high temperature processes in power generation and industry. In: Hutchinson TC, and Meema KM Eds. Lead, Mercury, Cadmium and Arsenic in the Environment: Wiley, SCOPE; 69-87.
4. Chester R, Lin FJ, Murphy KJT, (1989) Environ. Tech. Letters, 10:887-900
5. Molnar A, Mészáros E, Bozó L, Borbély-Kiss I, Koltay E, Szabó Gy (1993) Atmospheric Environ. 27A: 2457-2461.
6. Fergusson JE, Ryan DE (1984) The Sci. Total Environ. 34: 101-116
7. Hlavay J, Polyák K, Bódog I, Csók Zs (1995) Microchemical Journal, 51: 53-63.
8. Salomons W (1986) Impact of atmospheric inputs on the hydrospheric trace metal cycle. in: Nriagu JO, Davidson CI Eds. Toxic Metals in the Atmosphere, Wiley, 409-466.
9. Molnár Á., Mészáros E., Polyák K, Borbély-Kiss I, Koltay E, Szabó Gy, Horváth Zs. (1995): Atmospheric Environ. (in press)

Antropogén szennyezőforrások a Közép-Dunántúlon

Kovács Árpád, Közép-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség,
Székesfehérvár

Az utóbbi tizenöt-húsz évben Magyarországon nem múlt el szinte egyetlen nap sem anélkül, hogy a sajtó, a rádió, a televízió ne foglalkozott volna a környezetvédelemmel, a levegő-, a víz és a talaj tisztaságával, a városok zajával, piszkosságával, a veszélyes hulladékokkal.

Magyarországon a környezetvédelmi hatáskör megosztott.

A környezetvédelem egy részét az önkormányzatok és egy részét a Kormányzat látja el.

Az állami környezetvédelmi feladat ágazati szinten került megosztásra a következők szerint:

levegős immissziós vizsgálatok	Népjóléti Minisztérium (NM)
levegős transzmissziós vizsgálatok	Környezetvédelmi és Területfejlesztési Minisztérium (KTM)
levegős emissziós vizsgálatok (a közlekedést, szolgáltatást kivéve)	KTM
a levegős emissziós vizsgálatok (a közlekedés vonatkozásában)	Közlekedési, Hírközlési és Vízügyi Minisztérium (KHVM)
a levegős emisszió vizsgálatok (a szolgáltatásoknál)	Önkormányzatok
a zajkibocsátás vizsgálat (a közlekedés, szolgáltatás kivételével)	KTM
a zajkibocsátás vizsgálat (a szolgáltatásoknál)	Önkormányzatok
a zajkibocsátás vizsgálat (a közlekedésnél)	KHVM
a talajszennyezettség vizsgálat	Földművelésügyi Minisztérium (FM)
a szennyvizek vizsgálata (emisszió)	KTM
A felszíni vizek vizsgálata (osztott hatáskörben)	KTM, KHVM, NM, és FM
a felszín alatti vizek vizsgálata (osztott hatáskörben)	KTM, KHVM, NM, Önkormányzatok
veszélyes hulladék vizsgálata osztott hatáskörben)	KTM, NM

A Közép-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség működési területe 12716 km², nagyrészt Veszprém, Fejér, Tolna megye területét, valamint Somogy megyéből Siófok és közvetlen környékét jelenti (1. ábra).

A felsoroltak alapján a felügyelőség feladata :

- levegőtisztaságvédelem (emissziós mérések végzése a szolgáltatások és a közlekedés kivételével)
- vízminőség védelem (felszíni, felszín alatti és szennyvizek vizsgálata)
- zaj és rezgés elleni védelem (a szolgáltatások és a közlekedés kivételével)
- hulladékgazdálkodás
- környezet állapotának értékelése.

A felügyelőség működési területén az antropogén szennyezőforrások közül csak a nagy kibocsátók kerülnek ismertetésre.

Levegőtisztaság-védelem

A hazai levegőminőségi állapot értékelése az immissziós mérőhálózat adatai alapján jellemezhető. Az ország területének 3,9 %-án súlyosan szennyezett a levegő, itt él a lakosság 28,6 %-a. Mérsékelten szennyezett a terület 9,3 %-a, ahol a lakosság 23,7 %-a él. A légszennyezettség mértéke a nagyobb városokban a legnagyobb (2. ábra).

A levegőt terhelő szennyező anyagok egyrésze természetes forrásokból, másrésze antropogén források folytán jut a légterbe. A bemutatott adatok kizárólag antropogén forrásokból származó emissziókat tartalmaznak (1. táblázat).

A városok közül SO₂ kibocsátás alapján a 13 nagyváros közül szennyezettségben Várpalota hatodik, Ajka tizedik, Dunaújváros tizenkettedik, NO_x vonatkozásában Ajka hetedik, Várpalota tizedik, Dunaújváros tizenkettedik, míg üledő por tekintetében Dunaújváros első, Várpalota második és Ajka ötödik helyet foglalja el.

1. táblázat. A KDT Környezetvédelmi Felügyelőség működési területén kibocsátott légszennyező anyagok mennyisége 1993-ban.

Légszennyező anyag neve:	Éves kibocsátás t/év
kén-dioxid	26986,92
szén-monoxid	67702,09
nitrogén-oxidok	6376,7
szilárd por	16798,5
egyéb komponensek	2907,5

2. táblázat. A kibocsátott légszennyező anyagok mennyisége megyénkénti bontásban az alábbi.

Megye:	Légszennyező anyag:	Éves kibocsátás t/év:
Fejér megye	kén-dioxid	4773,4
	szén-monoxid	42491,69
	nitrogén-oxidok	1954,57
	szilárd	14258,45
	egyéb komponensek	176,4
Veszprém megye	kén-dioxid	21829,62
	szén-monoxid	20381,29
	nitrogén-oxidok	3937,02
	szilárd	3245,04
	egyéb komponensek	1630,76
Tolna megye	kén-dioxid	383,77
	szén-monoxid	4805,38
	nitrogén-oxidok	479,67
	szilárd	288,66
	egyéb-komponensek	95,9

Működési területünkön Veszprém és Fejér megyében található a legjelentősebb légszennyező források.

A kéndioxid kibocsátás Veszprém megyében a legnagyobb a felügyelőség területén, a kibocsátott kéndioxidnak a 81 %-a. Ennek a kibocsátásnak 60-70 %-át az évszaktól függően az inotai és az ajkai széntüzelésű erőmű emittálja.

A tüzelésen kívül egyik megyében sincs olyan technológia, melynek SO₂ emissziója jelentős lenne.

A szénmonoxid kibocsátás a legnagyobb Fejér megyében, az összes terhelés 64 %-a a dunaújvárosi kohászati üzemekből származik.

Az NO_x 92 %-át Fejér és Veszprém megye ipari- és erőművi üzei adják. Az erőművi kibocsátáson kívül jelentős NO_x emittáló technológiák vannak: salétromsav-, műtrágyagyártás és különböző nitrálási műveletek.

A szilárd nem toxikus pormisszió 78 %-át a dunaújvárosi kohászati technológiák adják.

Az egyéb szennyező anyagok, a szerves oldószerek, a fluor, az ammónia, a sósav, a klór 89 %-a a Veszprém megyei telephelyekről származnak. A műtrágyaüzemek, az üveggyár, a klórüzem, a hulladékégetők, és a vegyipari üzemek a kibocsátók.

Megállapítható, hogy 1993-ban az országos képnek megfelelően a közép-dunántúli régióban csökkent a légszennyező anyag kibocsátás. (3. ábra)

A szennyezett területeken azonban (Várpalota-Ajka-Dunaújváros térsége) jelentős levegőtisztaságvédelmi beruházásokra van szükség.

2. ábra. A levegő szennyezettsége egyes városokban.

KÉN-DIOXID

$\mu\text{g}/\text{m}^3$

VÁROSKOK	MÉRÉSEK ALAPJÁN		MÉRÉSEK KÖZÜL A HATÁRÉRTÉKET MEGHALADÓK %	
	TÉLI	NYÁRI	TÉLI	NYÁRI
	MÉRTÉK			
MEGENGEDETT HATÁRÉRTÉK	150	150		
BUDAPEST	27,2	8,2	0,7	0,0
DEBRECEN	40,5	18,9	2,6	0,0
GYŐR	31,6	5,5	1,2	0,0
MISKOLC	30,1	6,8	4,9	0,1
PÉCS	46,4	15,0	3,8	0,5
SZEGED	11,1	0,4	0,2	0,0
AJKA	25,0	4,2	2,8	0,8
DUNAÚJVÁROS	11,6	6,5	0,2	0,0
ÓZD	34,8	3,6	4,6	0,0
SALGÓTARJÁN	33,5	13,8	1,3	0,0
SZOMBATHELY	39,0	3,9	0,6	0,0
TATABÁNYA	132,6	21,2	37,8	0,3
VÁRPALOTA	30,7	0,5	5,8	0,0

NITROCÉN-DIOXID

$\mu\text{g}/\text{m}^3$

VÁROSKOK	MÉRÉSEK ALAPJÁN		MÉRÉSEK KÖZÜL A HATÁRÉRTÉKET MEGHALADÓK %	
	TÉLI	NYÁRI	TÉLI	NYÁRI
	MÉRTÉK			
MEGENGEDETT HATÁRÉRTÉK	85	85		
BUDAPEST	36,3	42,8	9,7	10,7
DEBRECEN	37,9	20,6	4,6	2,7
GYŐR	44,0	8,6	13,4	4,2
MISKOLC	30,4	15,3	5,4	1,9
PÉCS	58,1	7,9	14,9	0,1
SZEGED	15,2	11,1	4,2	2,1
AJKA	36,8	8,8	3,2	0,4
DUNAÚJVÁROS	15,4	9,3	0,9	0,0
ÓZD	22,8	17,0	3,1	4,5
SALGÓTARJÁN	34,1	9,4	1,8	0,2
SZOMBATHELY	39,4	14,4	1,7	0,0
TATABÁNYA	45,3	17,6	4,3	0,9
VÁRPALOTA	27,6	3,6	1,3	0,0

ÜLEPEDŐ POR

mg/m^2

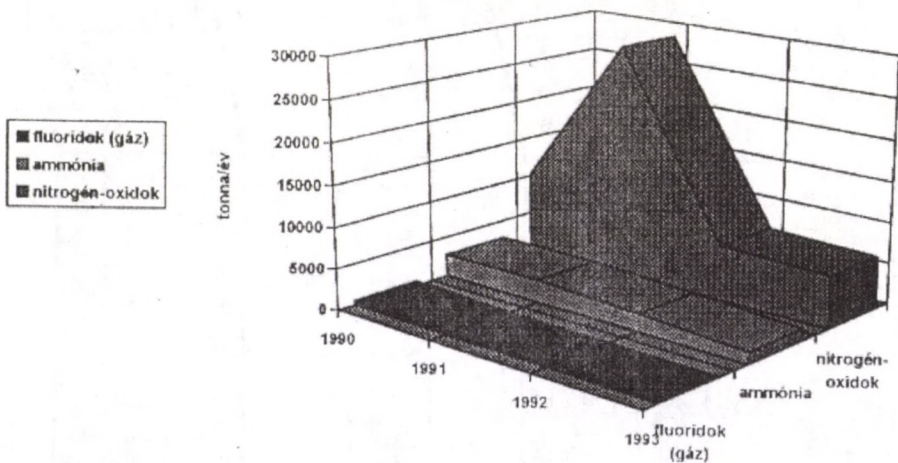
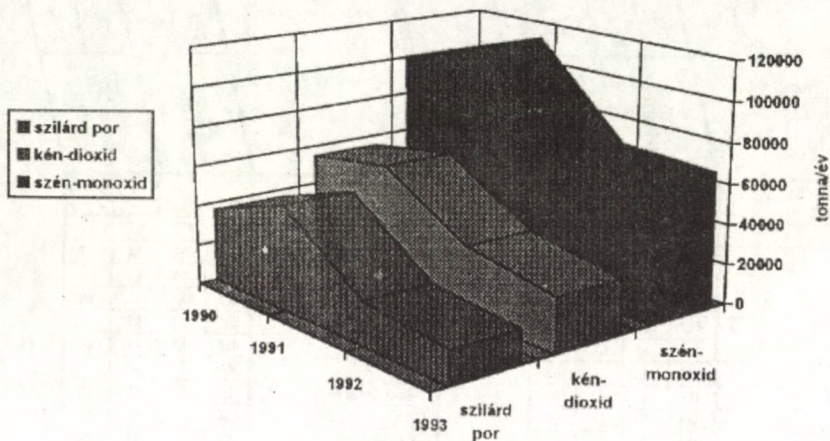
VÁROSKOK	MÉRÉSEK ALAPJÁN		MÉRÉSEK KÖZÜL A HATÁRÉRTÉKET MEGHALADÓK %	
	TÉLI	NYÁRI	TÉLI	NYÁRI
	MÉRTÉK			
MEGENGEDETT HATÁRÉRTÉK	12,5	12,5		
BUDAPEST	5,1	6,6	2,2	6,5
DEBRECEN	8,0	4,8	2,5	2,9
GYŐR	5,5	8,1	2,9	5,3
MISKOLC	13,6	11,4	32,0	18,9
PÉCS	5,6	7,5	0,9	1,0
SZEGED	19,4	10,3	28,7	23,3
AJKA	15,7	11,7	29,9	20,3
DUNAÚJVÁROS	23,0	24,2	65,5	55,4
ÓZD	13,2	12,5	28,6	21,2
SALGÓTARJÁN	7,4	8,4	9,1	9,5
SZOMBATHELY	3,5	7,8	0,0	8,8
TATABÁNYA	16,5	15,6	41,4	36,8
VÁRPALOTA	19,9	15,8	30,3	29,4

KÖRÖM

$\mu\text{g}/\text{m}^3$

VÁROSKOK	MÉRÉSEK ALAPJÁN		MÉRÉSEK KÖZÜL A HATÁRÉRTÉKET MEGHALADÓK %	
	TÉLI	NYÁRI	TÉLI	NYÁRI
	MÉRTÉK			
MEGENGEDETT HATÁRÉRTÉK	50	50		
BUDAPEST	10,6	6,2	0,8	0,1
DEBRECEN	27,7	20,6	2,7	0,1
GYŐR	23,0	8,6	4,1	0,2
MISKOLC	26,4	15,3	13,7	1,9
PÉCS	18,5	7,9	1,7	0,1
SZEGED	15,9	11,1	4,1	2,1
AJKA	6,8	-	0,0	-
DUNAÚJVÁROS	12,0	9,3	0,0	0,0
ÓZD	19,4	17,0	7,6	4,5
SALGÓTARJÁN	20,4	9,4	3,1	0,2
SZOMBATHELY	34,6	14,4	15,4	0,0
TATABÁNYA	33,1	17,6	18,9	0,9
VÁRPALOTA	10,7	3,6	0,9	0,0

3. ábra. A Felügyelőség működési területén a légszennyezőanyagok kibocsátásának változása.



Jelentős szennyezők a veszélyes hulladékégetők, ugyanis 11/1991. (V.16.) KTM rendelet technológiai határértégeit nem tudják betartani. Hasonló problémák merültek fel a kórházi hulladékégetőknél is.

Zaj és rezgés elleni védelem

A magyarországi felmérések alapján a lakások 18 %-át ítéli zajosnak a lakosság, a városokban ez elérheti a 30 %-ot is.

A lakosság 50-60 %-a a zavaró zajforrásként a közlekedést jelöli meg.

A Közép-dunántúli régióban is az országos kép a jellemző.

A meglévő úthálózatok települést átszelő szakaszain, így 70/A Siófok belterülete, 71 sz. út Balatonalmádi, 71. sz. út Balatonfüred és 71. sz. út Alsóörs területén jelentős határérték túllépést mért a felügyelőség. A pályaudvarok környezetében, így Székesfehérváron és Siófokon 1993-ban határérték túllépést regisztráltunk.

A panaszbejelentések alapján megállapítható, hogy a fejlődő kisüzemekkel és szolgáltató iparral kapcsolatban növekszik a bejelentések száma.

Hulladékgazdálkodás

Magyarországon kb. 84 millió t/év hulladék keletkezett, ebből 4 millió t/év a települési szilárd hulladék és 80 millió t/év a termelési hulladék.

A termelési hulladékból 4,3 millió t/év a veszélyes hulladék és ebből 1,5 millió t/év a vörösiszap.

A Közép-dunántúli régióban a veszélyes hulladék mennyisége 1,44 millió t/év, ebből 0,64 millió t/év a vörösiszap.

3. táblázat. A keletkező veszélyes hulladékok mennyisége az 1993. évi bejelentések alapján.

4	Fejér megye	Tolna megye	Veszprém megye	Összesen
	t/év			
I.	24392	2983	117045	144420
II.	112003	27306	674290	813599
III.	811	349	2722	3882

(A II. oszt. veszélyes hulladékokból a vörösiszap mennyisége: 642117 t/év.)

A három megyében 1200 telephelyen keletkezik veszélyes hulladék. Az 1992. évi veszélyes hulladék mennyiségi adatait összehasonlítva az 1993. évi

adatokkal, jelentős csökkenés figyelhető meg, ami döntően a nagyvállalatok termelésének visszaesésével magyarázható (4. ábra).

4. táblázat. A legjelentősebb veszélyes hulladéktermelők.

Veszprém megye		Fejér megye		Tolna megye	
Megnevezés	et/év	Megnevezés	et/év	Megnevezés	et/év
Bakonyerőmű RT	122	DUNAFERR Hideghengermű	3,4	Simontornya Bőrgyár	14,4
Nitrokémia RT	10	ALCOA KÖFÉM Szfvár.	2,6	Oxigén és Dissous-gázgyár	13
Ajkai Alu Kft.	9	Fejér m. Húsipari Váll.	1,6	Szekszárdi Húsipari RT	10
Pápai Húskombinát	7,5	DUNAFERR Acél Kft..	1,1	Pécsi KÉV	0,8
Inotai Alu Kft.	4,1	DUNAFERR Dunai Vasmű	0,9	Dalmandi Gazdaság	0,6
Ajka Kristály Kft.	3,3	DUNA-PACK RT	0,7	Tamási Gazdaság	0,4

A régióban a legnagyobb gondot a privatizáció, a felszámolások után ártalmatlanításra váró veszélyes hulladék és az általuk okozott környezetszennyezés jelenti.

A Peremartoni Vegyipari Vállalat felszámolása során a felhalmozott veszélyes hulladék ártalmatlanítására jelenleg nincs forrás. (Több száz millió forintra lenne szükség.) A veszélyes hulladékkal foglalkozó Kft-k felszámolása során - ilyen például a Bakony Metál Kft., a Technomat Kft. - száz millió forintot igénylő ártalmatlanítási munka vár az államra.

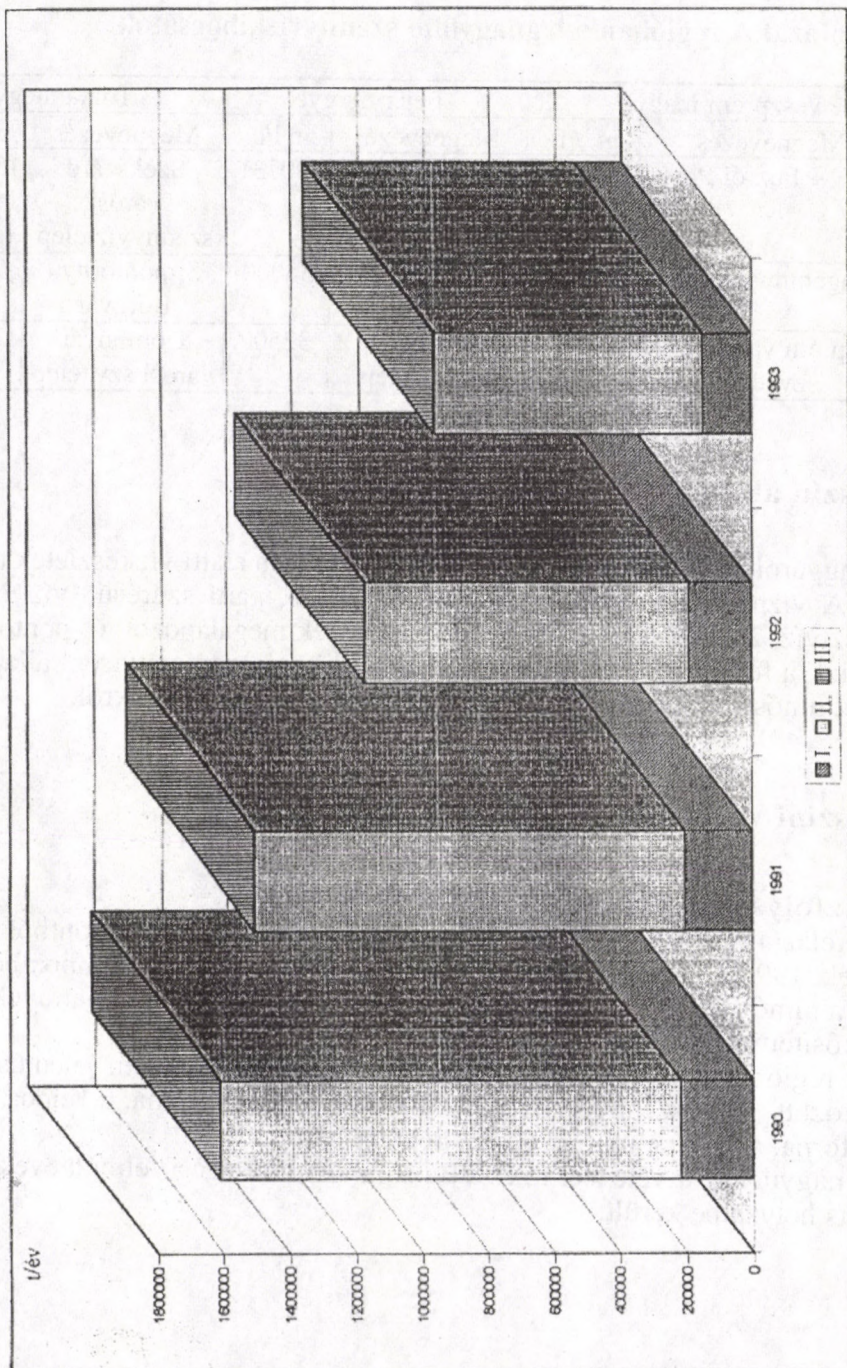
Jelentős környezetszennyezést és veszélyeztetést okoz a régiókban az évtizedek alatt elhelyezett, eltemetett veszélyes hulladék. A vegyipari üzemek, az erőművek és a fémfeldolgozó üzemek körzetében kell a veszélyhelyzet megszüntetéséről gondoskodni.

Vízminőségvédelem

Szennyvízkibocsátás

Magyarországon 2,1 millió m³/d szennyvíz keletkezik, ennek 47 %-át szennyvíztelepeken kezelik. A Közép-dunántúli régióban 0,4 millió m³/d szennyvíz keletkezett 1992-ben. Az 1990. bázis évhez képest 20000 m³/d szennyvíz csökkenést regisztráltunk.

4. ábra. A Közép-Dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség területén keletkező veszélyes hulladékok megoszlása veszélyességi osztályok szerint.



A szennyezőanyag terhelés - az ammónia kivételével - az elmúlt években csökkenést mutat. (1. melléklet)

5. táblázat. A régióban a legnagyobb szennyvízkibocsátók.

Veszprém megye		Fejér megye		Tolna megye	
Megnevezés	m ³ /d	Megnevezés	m ³ /d	Megnevezés	m ³ /d
NIKE + Fűzfői Papír Rt	17950	DUNAFERR RT	180731	Szekszárd városi szennyvíztelep	10734
Nitrogénművek RT	15596	DUNAPACK RT	35000	Simontornya Bórgyár	2540
Veszprém városi szv.telep	15000	Szfv.városi szvíztelep	32500	Dombóvár városi szv.telep	2244

Felszín alatti vizek minősége

Magyarországon jelenleg 5 millió m³/d a felszín alatti vízkészletek nagysága. A vízhasználat megoszlása talajvíz 10 %, parti szűrésű víz 30 %, a karsztvíz 20 % és a rétegvíz 40 %. Nincsenek megalapozott és pontos ismereteink a felszín alatti vizek jelenlegi és múltbeli vízmennyiségi állapotáról, a vízminőség változásáról, a bekövetkezett szennyeződésekről.

Felszíni vizek

Vízfolyások

A felszíni vizeket 1993. december 31-ig vízhasználati szempontból minősítették. 1994-től az EU előírások szerint környezetvédelmi szempontból történik a minősítés. Az elmúlt év minőségi adatait még vízhasználatra tekintettel minősítettük. (MI 10-172/3-85)

A régióban a vízfolyások vízminősége az elmúlt években jelentősen nem változott. A legszennyezettebb vízfolyások a Sió-csatorna, a Kapos, Nádorcsatorna, a Veszprémi Séd (2. melléklet).

A nágytavak, a Velencei-tó és a Balaton vízminősége az elmúlt években kritikus helyzetbe került.

1. melléklet. Mértékadó szennyvízkibocsátók.

1992. év és a bázis év -1990. - terhelés adatainak összehasonlítása

Fővízgyűjtő	Részvízgyűjtő	Szennyvíz mennyiség - m ³ /d-		Kibocsátott szennyezőanyag terhelés - kg/d-												
		1990	1992	Változás	KOT-k			SZOE			NH4-N			Összes só		
					1990	1992	Változás	1990	1992	Változás	1990	1992	Változás	1990	1992	Változás
Duna	Órszeren	40834	389501	-17333	57494	54536	-2938	1777	1390	-387	4203	4273	70	354035	323364	-30691
	Duna	211310	229545	18235	38270	34963	-3307	-1010	880	-130	487	361	-126	133313	120050	-13263
	Rába	25345	25483	138	2388	2792	404	79	47	-32	488	449	-39	17284	19352	2068
	Sék-Nádor-Só	166775	131633	-35142	16384	15912	-472	661	449	-212	3169	3351	182	199581	181117	-18464
	Kapos	3404	2840	-564	452	869	417	27	14	-13	59	112	53	3877	2845	-1032
Balaton	Órszeren	8540	6107	-2433	529	286	-243	23	12	-11	96	41	-55	6200	4949	-1251

2. melléklet. Felszíni vizek vízminőségének összefoglaló értékelése (MI-10-172/3-85) 1993.

Víznyelvény neve	Mintavétel helye	Vízminőségi osztályba sorolás				
		Integrált	Ipart	Ömlelődő kivételelnéviszonyok szerinti	Higaztatásági	Biológiai stabilitás
FÜZTŐI SÉD	BALATONFÜZŐ VASÚTI ÁTERESZNEL	II	III	III	II	II
VOROSHÉNYEI SÉD	BALATONALMÁDI	II	III	III	II	III
COVÁSI SÉD	ALSÓORS CSOPAK KÖZÖTT	II	III	III	II	II
CSOPAKI SÉD	CSOPAKNÁL	II	II	II	II	II
ÖRVÉNYESI SÉD	ÖRVÉNYESNÉL	II	II	II	II	II
BURXOI PATAK	ÁBRÁHÁMHEGYNÉL	II	II	II	II	II
EGER PATAK	71.SZ. UT. 84.50 SZÉH VÉNYBEN	II	III	III	II	II
TAPOLCA PATAK	71.SZ. UT. 87.145 SZÉH VÉNYBEN	II	II	II	II	II
LESENCE PATAK	71.SZ. UT. 89.100 SZÉH VÉNYBEN	II	II	III	II	II
NEMESVITAI ÓVÁROK	71.SZ. UT.	III	III	III	III	III
SÓ CSATORNA	SZEKSZÁRD PALÁNK VIZMÉRCE	III	II	II	II	III
SÓ CSATORNA	SIMONTORNYA VIZMÉRCE	III	II	II	II	III
KAPUS	PENCEHELY VIZMÉRCE	II	II	II	II	II
KOPÁNY PATAK	TAMÁSI VIZMÉRCE	II	II	II	II	II
NÁDOR CSATORNA	CECE VIZMÉRCE	II	II	II	II	II
NÁDOR CSATORNA	SZABADBAITYÁN VIZMÉRCE	III	III	III	III	III
SÁRVIZI MALOMCSAI	SZABADBAITYÁN VIZMÉRCE	III	III	III	III	III
SÁRVIZI MALOMCSAI	ÓSI VIZMÉRCE	II	II	II	II	II
VESZPRÉMI SÉD	SÓLY-MEDVEÖRTELEP	II	II	II	II	III
VESZPRÉMI SÉD	ÓSI	III	III	III	III	II
TORNA PATAK	KOLONIÁR	II	II	II	II	II
KETILIS PATAK	71.SZ. UT. SZÉH VÉNYNÉL	II	III	III	II	II
KETILIS PATAK	RAPOSKÁNÁL	II	II	II	II	II

Velencei-tó vízminősége

A Velencei-tó jövőjét is kritikussá tevő tényezők a vízhiány, a hidrometeorológiai körülmények már múlt évszázadban is hatottak. A már köztudomásúan visszatérő hínarasodás mellett fellépett a halpusztulás, a feliszapolódás, a nádpusztulás, az algásodás.

A Kormány döntött 1993-ban a Velencei-tó mesterséges vízpótlásáról. A térség karsztvíz készletéből a Rákhegyi II. vízakna felől 1993-1995-ben 12 millió m³ vizet juttattak a Velencei-tóba. A vízpótlás 50 cm-es vízszintemelkedést eredményezett.

Kedvező jelenség volt, hogy már 1993. júliusát követően a Madár Rezer-vátumban (természetvédelmi terület) a regenerálódás jelét lehetett tapasztalni. Az 1993. évi nyár azt bizonyította, hogy a rendkívül alacsony vízállás ellenére a vízpótlás megindításával katasztrófa-helyzet nem alakult ki.

A vízpótlás szükségességét bizonyították a vízminőségi adatok is. A vezetőképesség növekedése megállt, illetve csökkent. A csökkenés mértéke a "Velencei-tó víz" jellegét nem változtatta meg (5. ábra).

A tó klorofill-"a" koncentrációja az elmúlt három évben emelkedést mutat és a 75 mg/m³ OECD országok által alkalmazott határértéket ismételten közelíti, azaz a víz hipertroffá válhat. A vízpótlás csökkentő hatása a betáplálás hatásterületén jól nyomon követhető volt.

Figyelemfelhívó az összes foszfor koncentráció emelkedése. A tápanyag terhelés növekedése nem kedvező az elkövetkező évek vízminősége szempontjából (6. ábra).

A Balaton vízminősége

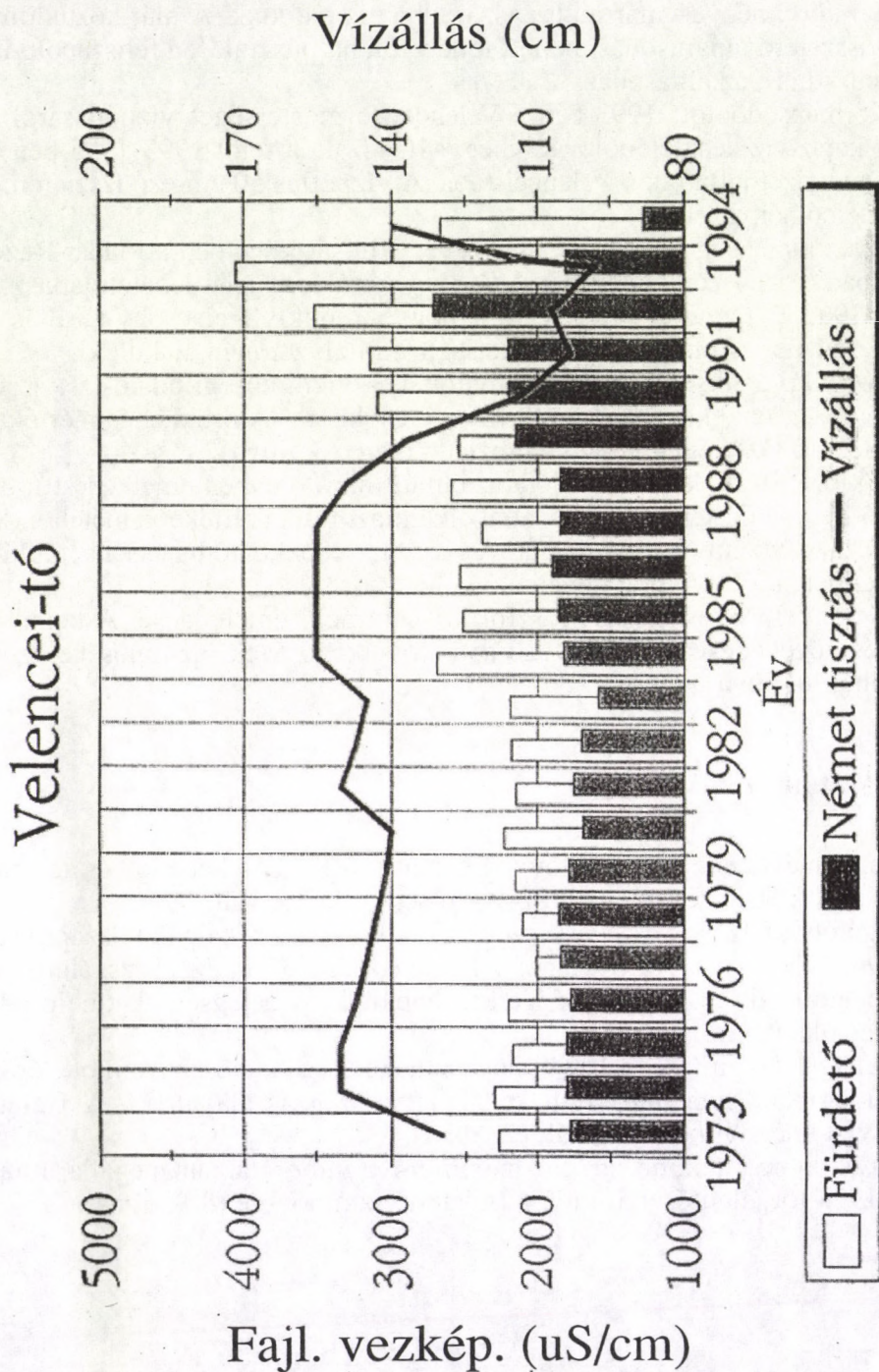
A Balaton évtizedek óta az élővilágon keresztül jelzéseket adott és ad ma is arról, hogy környezete megváltozott, erősen terheltté vált.

A legutóbbi jelzések a dévérkeszeg pusztulása és a kékalgák túlszaporodása 1994. évben volt. Az Országos Állategészségügyi Intézet vizsgálata szerint hepato-pankreásza volt a dévérkeszegeneknek. A betegség okát nem sikerült megállapítani.

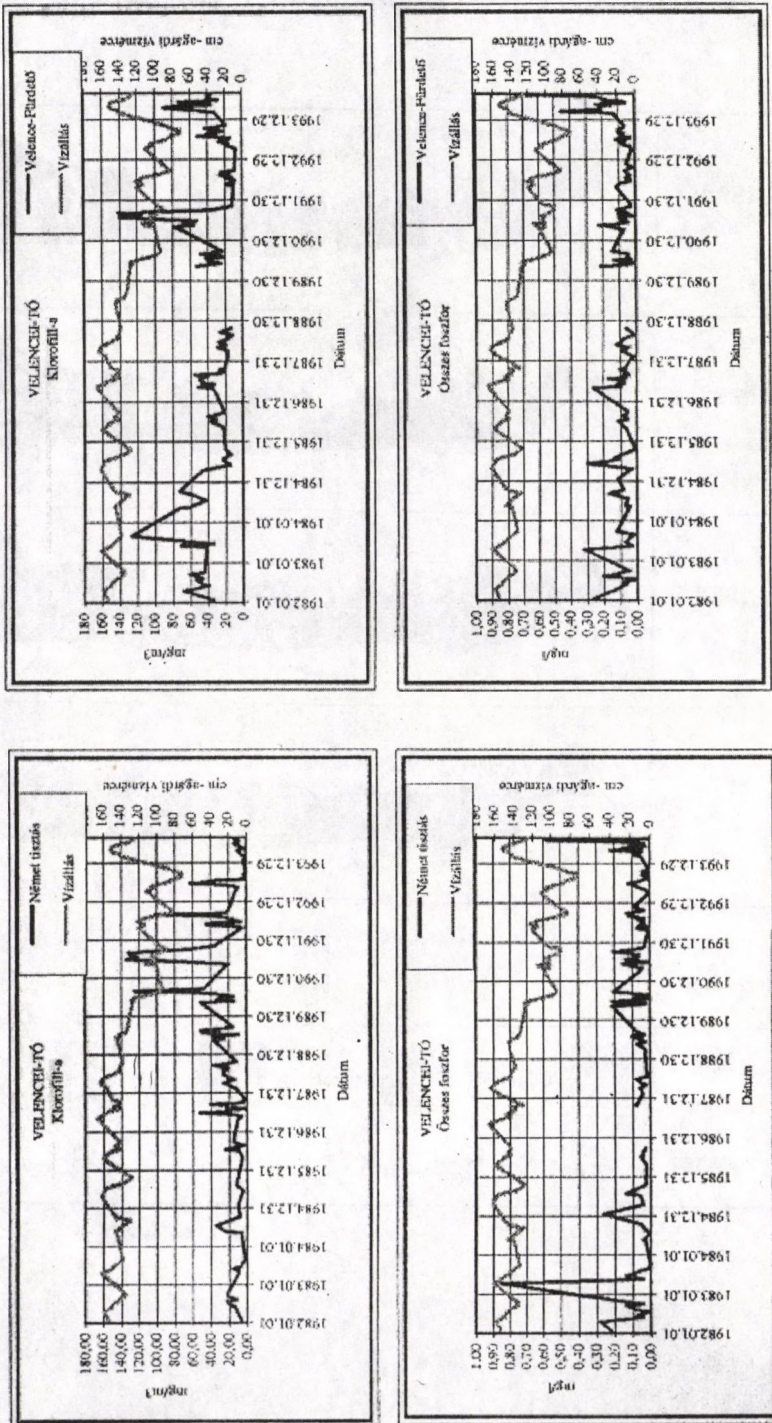
A Balaton vízminősége 1994. augusztusában rohamosan romlott, és ezideig még soha nem tapasztalt kékalga vízvirágzás alakult ki. A Balaton egész víztömege hipertroffá vált (7. ábra).

Az „a”-klorofill koncentráció maximum trendje alapján megállapítható, hogy 1974-től jelentősen romlik a Balaton vízminősége (8-9. ábra).

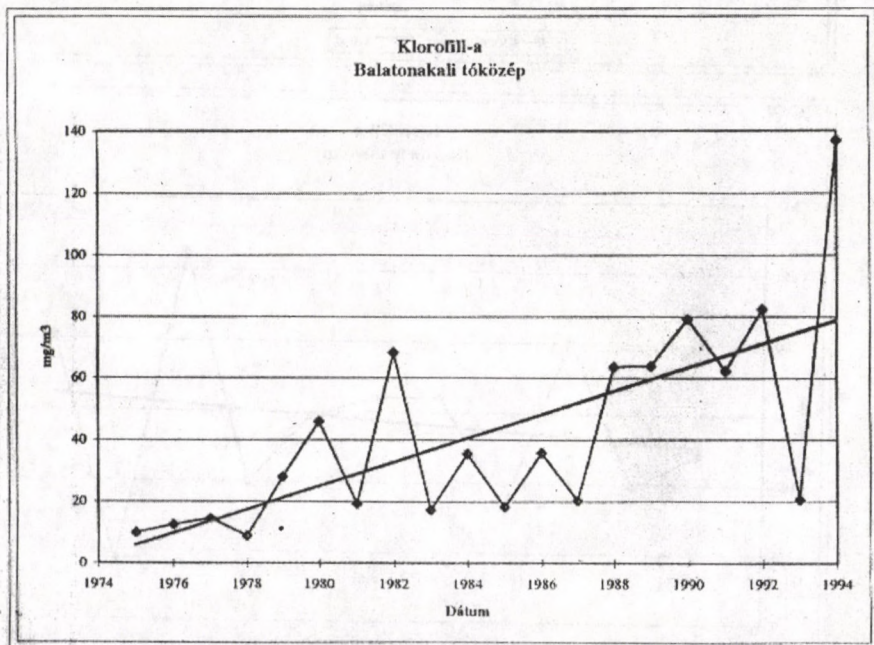
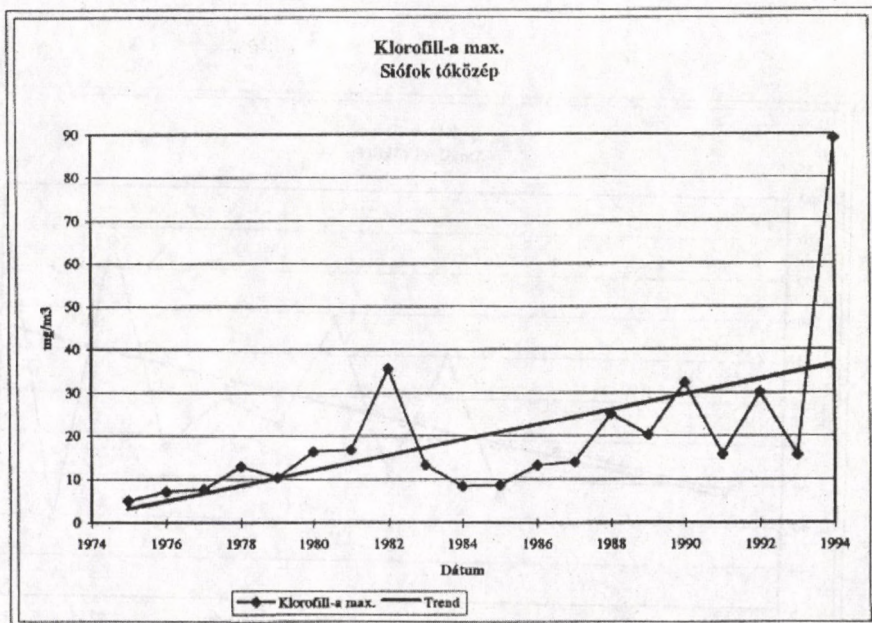
5. ábra. Fajlagos vezetőképesség és vízállás.



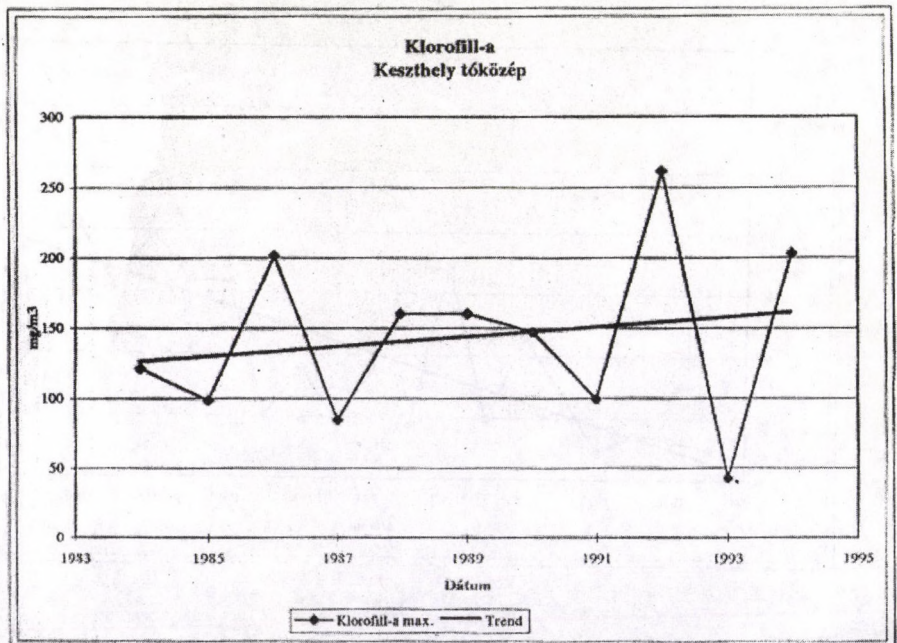
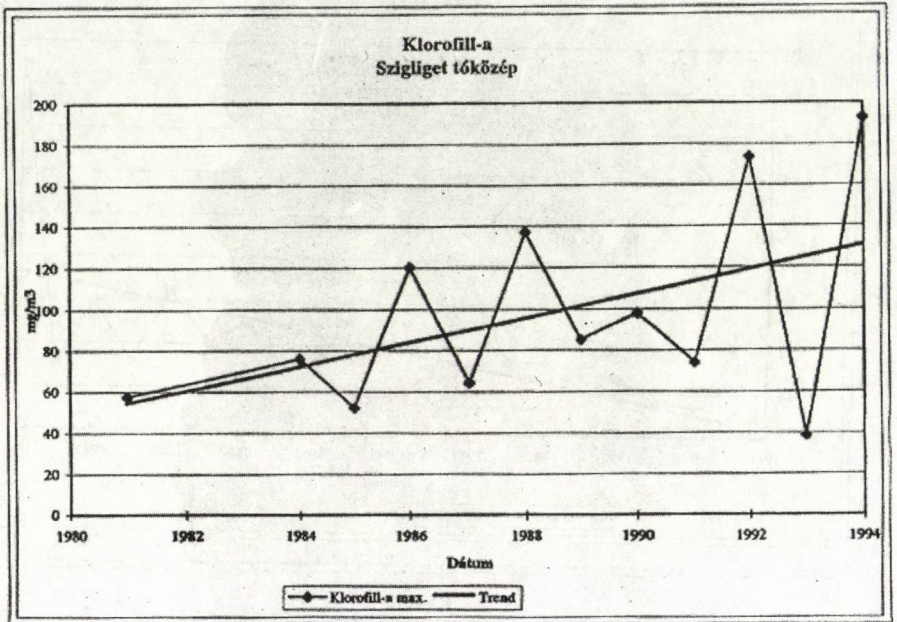
6. ábra. Klorofill-a és a foszfortartalom változása a Velencei-tóban.



8. ábra. Klorofill-a mennyiségének változása a Balatonban.



9. ábra. Klorofill-a mennyiségének változása a Balatonban.



A Balaton vízminőségvédelmi beruházások egy részének megvalósításakor a vízminőség romlása lassult. Ez az időszak 1983-1987-re tehető. A beruházások elmaradásával ismételten vízminőség romlás figyelhető meg.

Az 1994. augusztus-szeptember-októberi vízminőség romlás az utolsó figyelmeztetés. A vízminőség javításához szükséges feladatokat azonnal meg kell kezdeni a Balatonnál.

A kékalga vízvirágzást az *Anabaenopsis raciborskii* okozta. Felmerült a kérdés, hogy ez a kékalga jelen körülmények között toxin termelő-e? Megállapítást nyert, az OKI vizsgálatai alapján, hogy nem volt toxintermelő a Balatonban elszaporodott *Anabaenopsis raciborskii*.

Potenciális veszélyt jelent a Balaton teljes fenéküledéken felhalmozódott kékalga spóra. A Keszthelyi medencében a spórák száma 0-15 cm-ig ezres nagyságrendű egy gramm iszapban, míg a Siófoki medencében a felszínen száz-as nagyságrendben található a spóra, ezideig itt tízes nagyságrendben volt kimutatható. Kedvező hidrometeorológiai és növényi tápanyag kínálat esetén robbanásszerű szaporodás várható.

A Balaton ökológiai állapotának javítására elfogadott 1049/1994-es Kormányhatározat intézkedési tervét végre kell hajtani.

Környezet-állapot értékelés

A Közép-dunántúli Környezetvédelmi Felügyelőség feladata a Közép-dunántúli régió környezetállapotának jellemzése. Sajnos a feladatnak a felügyelőség csak részben tud megfelelni:

– Az első megoldandó feladat, hogy a társadalom és döntéshozó igényeinek megfelelő feldolgozottsághoz az egységes adathalmaz létrehozása.

– A környezetvédelem feladatainak, az állapot regisztrálását szolgáló monitoring rendszernek ágazati megosztottsága eredményezi az inhomogén adathalmazt.

– Hiányoznak a feladat elvégzéséhez szükséges komplex értékelési, módszertani eljárások.

– A minősítő rendszer, a kötelezően alkalmazott szabványok köre változtatás alatt van.

– A személyi, a műszaki és a gazdasági feltételek az ágazatoknál csak részben biztosítottak.

A környezetvédelem csak akkor dolgozhat hatékonyan, ha az adatgyűjtést követi a környezet-állapot értékelése. Sajnos jelenleg ez nagyon kezdetleges formában létezik, döntéselőkészítésre és tájékoztatásra kevésbé alkalmas.

Baltoni élő szervezetek nehézfém szennyezettsége

Salánki János, MTA Baltoni Limnológiai Kutatóintézete, Tihany

Környezetvédelmi szempontból nemcsak régiónk, de az ország egyik legérzékenyebb területe a Balaton, amelynek állapota hosszú évek óta az érdeklődés előterében áll. A mintegy negyed százada felerősödött kedvezőtlen környezeti hatások előbb az algásodás szembetűnővé válásában, majd 1965-ben az első, és 1975-ben egy második, méretét tekintve kisebb halpusztulásban váltak a nagyközönség számára is nyilvánvalóvá. A vízminőség romlása egy balatonvédelmi kormányprogram kidolgozását és végrehajtásának megindítását eredményezte a hetvenes években, és a nyolcvanas évek vége felé úgy tűnt, hogy a hozott intézkedések és az elhatározott beruházások megvalósulása a Balaton további pusztulását megállítja, sőt 5-10 éven belül a vízminőség javulása is végbemehet.

A beruházásokkal egyidőben a Balaton-kutatásra is nagyobb szellemi és anyagi erőt biztosított mind a Környezetvédelmi Minisztérium, mind az Akadémia, és ennek keretében indultak kutatások a Balaton nehézfém szennyezettségének feltárására is, ami 1990-ig tartott.

A kilencvenes évek fordulóján remény csillant meg, hogy a Kis baltoni Vízügyi Rendszer első, kisebb tározójának megépítése, a szennyvíztisztítási technológia korszerűsítése és a szennyvízelvezető körcsatorna kiépítése, valamint a tó környékén elrendelt, a mezőgazdaságból eredő szennyezés csökkentésére hozott intézkedések kedvező hatása érvényre jut. Úgy tűnt, hogy a program teljes végrehajtásának eredményeképpen a Balaton úgy is, mint egyedülálló természeti kincs, és úgy is, mint kiemelten fontos üdülőtérület és népgazdasági jövedelemtermelő bázis visszanyeri korábbi természeti állapotát, ami majd hosszú távon is biztonsággal fenntartható lesz.

Sajnos, a kilencvenes évek elején a vízvédelmi rendszer fejlesztése lelassult, az anyagi források beszűkültek, és a figyelem más vonatkozásban is elterelődött a Balatonról. Ebbe a csöndbe robbant bele 1992-ben egy szelektív, igen kiterjedt angolnapusztulás, majd ez év nyárvégén a legrosszabb időket felidéző algásodás. Ezek az események mindenkit rá kell ébresszenek arra, hogy a Balaton védelme állandó odafigyelést kíván, további jelentős ráfordítást igénylő fenntartó és fejlesztő programok megvalósítását követeli meg, amelyek kimunkálása és az intézkedések eredményének ellenőrzése rendszeres kutatást tesz szükségessé.

Fel kell tenni azt a kérdést is, hogy vajon minden tekintetben eléggé széleskörű-e az az elemzési, vizsgálati szféra, ami a Balaton állapotának romlását kutatva eddig a figyelem középpontjában állt? Vajon nem kell-e figyelmünket más, eddig elhanyagolt vagy csak kevéssé figyelembe vett tényezőkre is fordítani, és a szembetűnő, vagy gyakran hosszú ideig lappangó és egyszer-

re kirobbanó kedvezőtlen jelenségek magyarázatában sokrétűbb ok-okozati összefüggéseket is keresni?

A tavak állapotát kedvezőtlenül befolyásoló antropogén eredetű szennyezők egyik csoportját a tápanyagok jelentik, amelyek az eutrofizáció fő tényezői. A másik csoportot azok a kémiai anyagok alkotják, melyek az élő szervezetek működéséhez nemcsak hogy nem szükségesek, de azok életfolyamatait gátolják, károsítják. Ide tartoznak a toxikus nehézfémek, valamint a vegyipar által előállított különböző szerves és szervetlen anyagok. A szennyező kémikáliák rendszerint kis koncentrációban fordulnak elő a vizekben, azonban már így is toxikusak, esetleg lassan bomlanak, ezért a vízben vagy üledékben, továbbá magukban az élőlényekben felhalmozódnak, és ezáltal válnak mérgezővé. A nehézfémek a földkéreg eredeti komponensei, de veszélyességüket nem a természetesen előforduló háttérkoncentráció dúsulása okozza, hanem az, hogy az emberi tevékenység révén nagy mennyiségben és lokálisan nagy koncentrációban kerülnek a természeti környezetbe.

Ennek főbb módzatait és a szennyezés főbb forrásait az **1. ábra** mutatja.

1. ábra. Nehézfém szennyezési források.

Geológiai háttér, ami lokális eltéréseket mutathat

Ipari tevékenység

- bányászat (meddőhányók is)
- fémfeldolgozás (hulladékok, víz és légszennyezés)
- fémeket használó ipari technológiák
- energiatermelés, közlekedés

Mezőgazdasági technológiák

- műtrágyák (szennyezett alapanyagok is)
- kémiai növényvédelem, állattenyésztés
- élelmiszerfeldolgozás

Települési (kommunális) eredet

- háztartási és lakossági hulladék
- háztartási kémiai anyagok
- létesítmények korróziója
- közlekedés és fűtés.

A nehézfémek balatoni előfordulására az első mérések még a hatvanas években történtek üledékben, amit a nyolcvanas években kiterjedtebb vizsgálat követett a vízben és az ott élő szervezetekben, növényekben és állatokban egyaránt. A kutatásokat növényekben a Gödöllői Agráregyetemen Kovács Margit professzor és munkatársai, állatokban a tihanyi Kutatóintézet munkatársai, míg az üledék és víz analíziseket a VITUKI munkatársai végezték. Az analízisek vízi növényekben több, állatokban öt-hat olyan elemre terjedtek ki, melyek károsító hatása, ill. életműködésekben játszott kedvezőtlen szere-

pe jól ismert és potenciális szennyezőként szóba jöhetnek a Balaton vízgyűjtőjén és magában a Balatonban.

A folyók, tavak, tenger nehézfém szennyezettségének megítélésére legkézenfekvőbbnek a víz, esetleg az üledék analízise tűnik. A toxikus fémek koncentrációja azonban a természetes vizekben rendszerint igen kicsi, ami mérési problémákat jelenthet, és a vízhozamtól, csapadékmennyiségtől függően eléggé fluktuáló is, az üledékben viszont az értékek évtizedek alatti lassú lerakódást tükröznek, és rövid periódusú szennyezési folyamatok monitorozására e mérések kevésbé alkalmasak. E nehézségek kiküszöbölésére az vált általánosan elfogadott gyakorlattá, hogy a kémiai szennyezés indikálására és a változások nyomkövetésére a vízi szervezetekben található fémkoncentráció mérése szolgál. Az élőlények a vízből és üledékből nemcsak felveszik a szennyező anyagokat, de dúsítják is azokat, és mint akkumulációs bioindikátorok a vízben igen kicsi koncentrációban előforduló anyagok meghatározását könnyebbé teszik. Az akkumulációnak más következménye is van: megnő a szervezetekben a toxikus anyagok, adott esetben a nehézfémek mennyisége, miáltal nő élettani veszélyességük, továbbá bekövetkezhet a tápláléklánc mentén való további dúsulás, ami a toxikus hatás fokozódásához vezet az ökoszisztémában. Ismert, hogy Japánban a Minamata-eset, amikor higannyal erősen szennyezett halak fogyasztása emberek mérgezéséhez vezetett, ilyen folyamat végeredményeként következett be. Biológiai indikátorok alkalmazásával tehát nemcsak a toxikus anyagok koncentrációjáról lehet ismeretekhez jutni, de összevetve laboratóriumi vizsgálatokkal, elemezhetőek a környezetszennyezés által kiváltott egyedi és populációs károsodások okai is.

Az akkumulációs bioindikátorok alkalmazásának is vannak azonban nehézségei, amelyekkel a mérések és az értékelés során számolni kell. Ezek közül csak néhányat említek, amelyek nagyfokú körültekintésre kell intsenek.

A különböző szervezetek akkumulációs képessége igen eltérő, 10^2 - 10^5 tartományba esik, ezért a szennyezési szint megítélésében csak azonos szervezeteken végzett mérésekre, vagy megbízható, tapasztalati viszonyszámokra kell támaszkodni. Még ugyanazon élőlényben is eltérő az akkumuláció az egyes szervekben, állatokban és növényekben egyaránt (**1. és 2. táblázat**). Ezért csak azonos szervek adatait lehet összehasonlítani.

Fontos annak figyelembevétele, hogy a nehézfémek felvétele az élőlények többségébe nem gyors folyamat, még jó bioakkumulátorok is csak napok, hetek múltán tükrözik a víz koncentrációváltozását, mind növekedés, mind csökkenés irányába. A felvett nehézfémek egy része azonban tartósan kötődik, ami a monitorozás szempontjából előnyös. A fémkoncentráció rendszerint az életkorral is növekszik, máskor azonban nem kor- és testtömeg arányos.

1. táblázat. A nád szerveinek cink, ólom- és réztartalma (mg/kg száraz tömeg).

	Zn	Pb	Cu
levél	8,3	6,1	1,0
szár	5,4	2,9	0,4
járulékos gyökér	70,3	32,6	23,6
rizóma	5,6	4,9	1,0
gyökér	35,6	14,3	3,4
hajszálgökér	68,8	50,9	19,6

(Kovács M. és mtsi (1984) adatai alapján)

2. táblázat. Tavi kagyló és keszeg szerveinek nehézfém koncentrációja (mg/kg száraz tömeg).

	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
<i>Anodota cygnaea</i>					
kopoltyúk	2,6-4,4	9,1-18,2	0,3-3	28-98,1	121-1155
láb	1,1-2,5	4,1-9,8	0,1-0,9	4,1-23,8	69,9-317
záróizom	1,4-3,3	1,3-6,9	0,05-0,5	4,7-16,1	33,7-204
köpeny	2,3-4,6	7,8-22,7	0,02-1,5	8,5-52	36,5-375
<i>Abramis brama</i>					
kopoltyú	0,8-2,6	4,2-21,7	0,1-1,7	8,6-18,1	81,2-451
máj	0,7-1,6	7,5-89,8	0,1-1,7	1,5-4,7	62,1-140
vese	2,1-3	4,7-12,6	0,2-2,2	3,7-9,6	92,7-235
izom	0,2-1,5	2-4,8	0,1-1,1	2,6-4,6	32,4-94,6

Salánki et. al., Water Res. 16, 1147-1152 (1982)

A toxikus fémek koncentrációjának legfőbb külső meghatározója a környezetszennyezés mértéke, ezt azonban befolyásolja pl. a hőmérséklet is, vagy a táplálkozás intenzitása és a növekedés, ami jelentős szezonális ingadozást mutat. Ezen tényezők miatt a mért értékek szórása viszonylag nagy, amit a szennyezettség mértékének megállapításánál, ill. eltérő területek közötti szennyezettségi különbségek kimondásánál igen kritikusan kell figyelembe venni.

A főbb balatoni élőlények közül néhány növényi szervezet cink, ólom, réz és nikkel koncentrációját a vegetációs periódusban a **3. táblázat** mutatja.

3. táblázat. Néhány balatoni hínár nád, és fonalas alga nehézfém koncentrációja (mg/kg/száraz tömeg).

Hínár	Cu	Ni	Pb	Zn
Ceratophyllum submersum	5-17	31-87	51-52	14
Hydrocharis morsus ranae	12-13	32-33	2-7	80-321
Myriophyllum spicatum	49-56	11-65	9-21	294-349
Potamogeton perfoliatus	17-63	5-36	0,8-33	21-208
Nád	25-49	-	97-114	189-193
Alga				
Cladophora glomerata	28-55	13-80	8-33	94-178

(Kovács M. et. al., adatai nyomán 1979,1984)

Az értékek fajonként és specienként is eltérnek egymástól. Meg kell azonban jegyezni, hogy a gyűjtési helyek eltérőek voltak, és a különbségek a szennyezettség lokális eltéréseiből is adódhattak.

A nyíltvízi zooplanktonban 5 fém koncentrációjának értékeit a 80-as évekre vonatkozóan ismerjük, amihez összehasonlításként itt látjuk a Lago Maggioren hasonló időben kapott adatokat (**4. táblázat**).

4. táblázat. Nehézfém koncentráció planktonban (mg/kg száraz tömeg).

	Balaton ¹ (1981)	Lago Maggiore ² (1975)
Cd	1,2 - 35	1,1
Cu	8,3 - 57,3	31,3
Hg	0,2 - 0,9	0,16
Pb	7,9 - 61,9	31,4
Zn	66,7 -220	242

¹ V.-Balogh és Salánki, 1983; ² Muntau, 1981.

A táblázatból kitűnik, hogy a balatoni értékek a réz és ólom esetében egybeesnek a Lago Maggioreban mért értékekkel, a kadmium és higany vonatkozásában azonban annál nagyobbak, és csak a cink koncentráció mutatkozik kisebbnek. Ez a Balaton nagyobb fokú kadmium és higany szennyezettségére utal.

Balatoni állatokon végzett mérések - az irodalmi adatokkal megegyezően - jól mutatják nemcsak azt, hogy fajonként és szervenként eltérések vannak ugyanazon fém koncentrációjában, hanem azt is, hogy a különböző nehézfém

mek egymáshoz viszonyított koncentrációja eltérő szinte minden vizsgált esetben (**2. ábra**).

A rezet pl. a rákplankton és a keszeg veséje akkumulálja legjobban, a kadmium az árvaszúnyog lárvákban és a kagylók kopolyájában mutat legnagyobb értéket, az ólom a kagylók kopolyájában, a higany az árvaszúnyog lárvákban, a kagylók kopolyájában és a halak veséjében dúsul legjobban. Nyilvánvaló, hogy az eltérések háttérében faji és szervi specificitási tényezők állnak, és ez elsősorban a fémfelvételi és kötőképességet tükrözi.

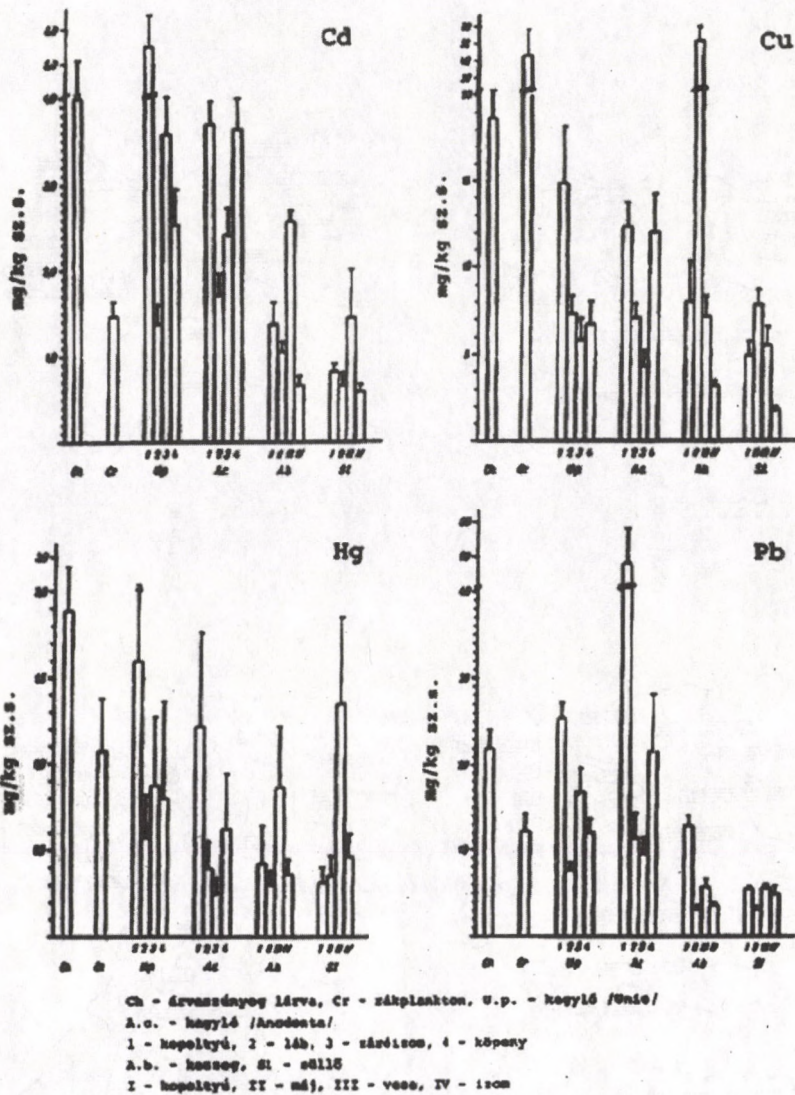
Ezzel szemben, ugyanazon fajon vagy szervben, de a Balaton eltérő területein gyűjtött minták nehézfém adatai a gyűjtési pontok szennyezettségének azonosságára vagy különbségére utalnak.

A Balaton nehézfém terhelésének legnagyobb része a befolyók vizével érkezik, és a legnagyobb szennyezettségi eltérések a torkolati helyek között várhatók. Halakon végzett mérések ezt igazolják is: a különböző befolyóknál gyűjtött halak izomszövetében szinte minden vizsgált fémre vonatkozóan kaptunk eléggé eltérő értékeket. Kitűnt, hogy a kisebb befolyókat tekintve a réz és kadmium szennyezés az északi, a higany és ólomszennyezés a déli befolyók torkolatánál nagyobb, a különbségek azonban ezen belül is változatosak (**3. ábra**). A Zala torkolatnál élő halak fémkoncentrációja minden fém esetén meghaladta a legnagyobb értékeket, kivéve a higanykoncentrációt, ami nem érte el a két déli befolyóban mért magas szintet.

Tekintettel arra, hogy a Zala folyó a Balaton vízpótlásában több mint egyharmaddal részesedik, a fémek bejutásának is egyik legjelentősebb forrását képezi. Ezt igazolják a balatoni zooplanktonon végzett mérések is (**4. ábra**), melyek szerint egyértelmű a keszthelyi, ill. ólom esetében a szigligeti medence fokozott szennyezettsége a keleti medencékhez képest.

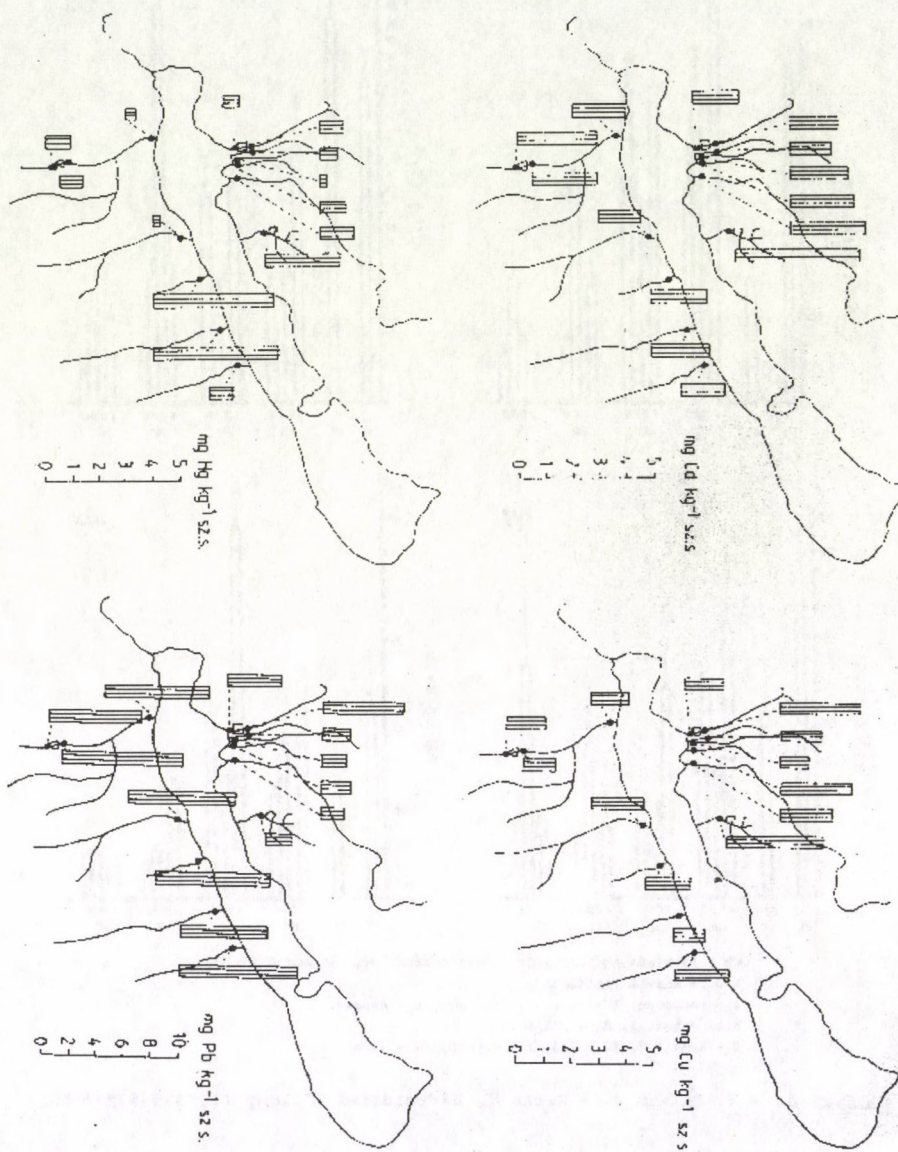
Összegezve a Balatoni állatok nehézfém szennyezettségét, azt lehet megállapítani, hogy a különböző állatfajok eltérő mértékben szennyezettek, ami a környezettől és akkumulációs képességüktől függ.

2. ábra. Nehézfémetek koncentrációi különböző balatoni állatokban.

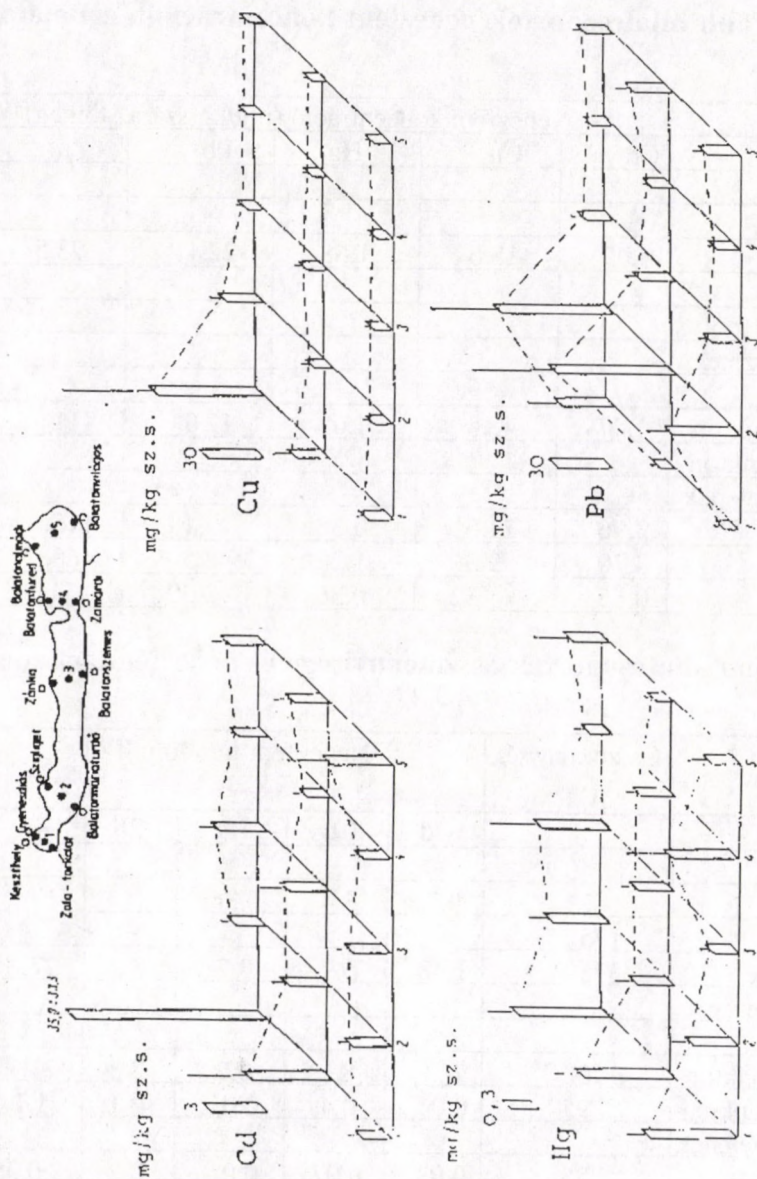


Salánki J. - V. Balogh K. - Berta E. Hidrológiai Közlemény 61, 525-572 /1981/

3. ábra. Balatoni vízfolyókban gyűjtött halak izomszövetének nehézfém koncentrációi.



abra. A rákplankton nehézfémkoncentrációja.



V.-Balogh - Salánki: Hidrobiológiai zsejkij zszurnal 20, 56-64 /1984/

Eltérés van a más-más közegben élő állatok között a fémkoncentrációkban: az iszaplakók több kadmiumot, higanyt és ólmot tartalmaznak mint a vízben lebegő, planktonikus szervezetek, utóbbiakban viszont a réz és cink koncentráció nagyobb (5. táblázat).

5. táblázat. Főbb állatcsoportok nehézfém koncentrációja a Balatonban.

Állat	Nehézfém koncentráció (mg/kg száraz tömeg)				
	Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Iszaplakók					
nematoda					
crustacea	3.99	18.6	1.88	22.1	73.5
oligocheta					
chironomidae					
Lebegő szervezetek					
rotatoria és					
crustacea plankton	1.47	42.5	1.08	12.3	111
egyéb zooplankton					
Egyéb gerinctelenek					
csigák	3.96	21.6	0.385	13.1	115
kagylók	3.70	2.3	1.22	48.5	468
Halak	0.65	3.12	0.36	3.59	64.3

6. táblázat. Főbb állatcsoportok összmennyisége és nehézfém tartalma a Balatonban.

Állat	Összmennyiség [t]*	Nehézfém-tartalom [kg]				
		Cd	Cu	Hg	Pb	Zn
Iszaplakók						
nematoda	40					
crustacea	21	0.7	3.4	0.34	4	13.3
oligocheta	1750					
chironomidae	3750	1.48	6.9	0.7	8.2	27.2
Lebegő szervezetek						
rotatoria és						
crustacea plankton	1900	0.3	8.1	0.2	2.3	21.1
egyéb zooplankton	95	0.01	0.4	0.01	0.1	1.1
Egyéb gerinctelenek						
csigák	55	0.03	0.07	0.01	0.2	0.36
kagylók	1160	0.54	1.8	0.18	7.09	68.37
Halak	22500	1.3	6.3	0.70	7.2	128.6
	összesen:	4.36	26.97	2.14	29.09	260

* Bíró Péter és Ponyi Jenő személyes közlése

A kagylók az iszaplakókkal, a csigák a víztestben élőekkel mutatnak hasonlóságot a nehézfémek koncentrációiban, kivéve a kadmium és cink értékeket. A halak húsa minden fémből kisebb koncentrációt tartalmaz, mint a többi vizsgált állat. Itt azonban meg kell jegyezni, hogy halakban minden fém tekintetében az izom koncentrációja a legkisebb.

Megközelítő kalkulációt végeztünk arra vonatkozóan, hogy mennyi lehet az a tiszta fémmennyiség, amit a fontosabb balatoni állatok ösztömege tartalmazhat (6. táblázat). Ezek szerint mintegy 27 kg réz, 260 kg cink, közel 4.5 kg kadmium, több mint 2 kg higany és 29 kg elemi ólom az, ami csak az állati szervezetekben tárolva van, és ami e szervezetek pusztulása és megújulása során szinte állandó körforgást végez a Balatonban.

A kapott értékek nemzetközi összehasonlításban arra utalnak, hogy a balatoni élő szervezetek nehézfém szennyezettsége ma még nem nagyfokú, és az egészségügyi normákon belül van. Ugyanakkor nem hagyható figyelmen kívül két tényező. Egyik: az állandó terhelés miatt várható a víz, üledék és élőlények nehézfém koncentrációinak növekedése. Másik: már a kisebb, de a háttérhez képest megemelkedett fémkoncentrációk is hatással vannak az életfolyamatokra, még ha az nem is szembetűnő rövid távon. Ez lehet toxikus hatás, pl. egyes állatokban a szaporodásra és a korai egyedfejlődésre, de lehet olyan stimuláló hatás is, ami pl. nem kívánatos a fitoplankton vonatkozásában. Laboratóriumi vizsgálatok során mi is kimutattuk, a kisebb nehézfém koncentrációk filtrációt fokozó, míg a nagyobb koncentrációk gátló hatását kagylókon, de a farmakológiai irodalomból más rendszereken is jól ismert a koncentráció függő kétfázisú hatás. Éppen ezért három alapvetően fontos feladat az, amire a figyelmet fel kell hívni:

1. Fel kell tárni azokat a forrásokat, ahonnan a Balaton nehézfémekkel szennyeződik és a lehetséges mértékben redukálni kell azok fémkibocsátását. Ez a pontszerű és a diffúz szennyezésekre egyaránt vonatkozik.

2. Folyamatosan, és kellő részletességgel monitorozni kell a balatoni élőlények nehézfém tartalmának alakulását, és azt adatbankban kell tárolni későbbi évtizedekben való felhasználásra.

3. Kutatásokat kell végezni arra vonatkozóan, hogy a toxikus nehézfémek kis koncentrációi miképpen befolyásolják a fontosabb balatoni szervezetek életműködését, szaporodását, növekedését és pusztulását. E kutatások integráns részét kell képezzék azoknak a nagyobb összefüggéseket is elemző vizsgálatoknak, amelyek a Balatonban mutatkozó káros jelenségek okainak, valamint a helyreállítás lehetőségeinek feltárására irányulnak.

Irodalom:

Dinka M., Kovács M., Podani J. 1979. A balatoni nád elemtartalmának vizsgálata. II. A nád elem-akkumulációja a különböző terhelésű partszakaszokon. *Botanikai Közlemények* 66. 285-290.

Kovács M., Nyáry I., Tóth L. 1984. The microelement content of some submerged and floating aquatic plants. *Acta Botanica Hungarica* 30. 173-185.

Muntau, H. 1981. Heavy metal distribution in the aquatic ecosystem "Southern Lake Maggiore": II. Evaluation and trend analysis. *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia Dott. Marco De Marchi, Pallanza*. 38. 505-533.

Salánki J. 1992. Új utak a környezetszennyezés biológiai indikálásában. Akadémiai Kiadó, Budapest.

Salánki J., V.-Balogh K., Berta E. 1981. Nehézfémek koncentrációja balatoni állatokban. *Hidrológiai Közöny*, 12. 525-572.

Salánki J., V.-Balogh K., Berta E. 1982. Heavy metals in animals of Lake Balaton. *Water Res.*, 16. 1147-1152.

Salánki J., V. Balogh K. 1983. A crustacea-plankton nehézfémkoncentrációja a Balatonban. *Allattani Közl.*, 7o. 7-15.

V.-Balogh K., Salánki J. 1984. A zooplankton felhasználása a Balaton nehézfém szennyezettségének értékelésében. (orosz nyelven) *Gidrobiologicsesz-kij Zsurnal*, 20. 65-64.

Botanikai Közlem. 66, 285-290 (1979)

Acta Botanica Hungarica 30, 173-185 (1984)

A Balaton halállománya és halpusztulások

Bíró Péter, MTA Balatoni Limnológiai Kutatóintézete, Tihany

A sekély Balaton viszonylag fiatal geológiai képződmény (10 500 - 12 000 év; Zólyomi és Nagy, 1992). Tavunkat és élővilágát a múltban egészséges működés, a jelenben törekeny és rohamosan változó struktúra jellemzik, a tó jövőbeli sorsa viszont "sötét" és előre nem jelezhető. A tó hosszú időszakra vonatkozó történetét a természetes környezet és az élővilág (algák, gerinctelen szervezetek és a halközösségek) drámai változásai kísérik. A kulturális eutrofizáció első jeleit az 1930-as években már tapasztalták (Sebestyén, 1967). Tavunk struktúráját és élővilágát az emberi eredetű hatások egyre mélyebben befolyásolták, különösen az utóbbi 30-40 évben. Mindezek a változások egyre gyakoribb kékalga-virágzásokat (Herodek, 1977), és ismétlődő, tömeges halpusztulásokat eredményeztek (Bíró, 1984). A víz minőségének változásai a gerinctelen és halpopulációk módosulásait, fajgazdagságuk és sokrétűségük csökkenését eredményezték. A halfaj-együttesek az eutrofizáció, a környezetrombolás, az idegen fajok betelepítése, a halászat-horgászat és a faj-habitat kölcsönhatások függvényében átalakultak. Az elsődleges termelés fokozódásával párhuzamosan a halak biomasszája és produktivitása kezdetben növekedett, majd egyre alacsonyabb szintre süllyedt a csökkentett állománykihasználás és a fokozott intra- és interspecifikus kompetíció hatására. A stabil populációk tág határok között kezdtek ingadozni, s a legtöbb faj állománya "törékennyé, sérülékennyé" vált.

A Balaton hosszú idejű limnológiai változásainak hatása a halállományokra

Az élőhely módosulásai (a faj-lakóhely és emberi eredetű kölcsönhatások), valamint a tavi anyagcsere megváltozásai (eutrofizáció) hatottak a legmélyebben a halpopulációkra. A múlt század közepétől a tó partvonalának eredetisége fokozatosan megszűnt, átalakult. Korai munkák sűrű halállományokról és fajgazdagságról számolnak be. A vízszabályozás és a berekterületek eltüntetése csökkentette az élő és szaporodóhelyek sokrétűségét is. Mindez közvetlenül hatott az állományok és természetes utánpótlásuk egyensúlyára. A halak élőhelye fokozatosan kb. 1/3-ára zsugorodott.

A múlt század végéig összesen 34 halfaj előfordulását jegyezték fel (Daday, 1897). Napjainkig megjelent közleményekből a tóban és vízgyűjtőjén összesen 47 halfaj előfordulásáról tudunk. Az utóbbi évtizedekben azonban csak 31 halfaj fennmaradását jegyeztük fel. A múlt századtól kezdve összesen 14 idegen halfajt telepítettek a Balatonba, illetve ezek közül néhány spontán bevándorló volt.

1. táblázat. A Balaton és vízgyűjtő területének "őshonos" halai (Bíró 1881, Bíró és mtsai., 1992.).

	Halfaj	Első leírás	Eredet, előfordulás gyakorisága	Jelenlegi előfordulás
1.	<i>Acipenser ruthenus</i>	1887	3 - C	-
2.	<i>Salmo trutta</i>	1906	4 - C	-
3.	<i>Rutilus rutilus</i>	1858	1 - A	+
4.	<i>Leucaspis delineatus</i>	1897	3 - B	+ OLT
5.	<i>Leuciscus cephalus</i>	1858	1 - C	+ N-S
6.	<i>Leuciscus idus</i>	1895	1 - C	+ S
7.	<i>Phoxinus phoxinus</i>	1858	1 - B	+ N
8.	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	1858	1 - A	+
9.	<i>Aspius aspius</i>	1858	1 - A	+
10.	<i>Tinca tinca</i>	1858	1 - A	+
11.	<i>Gobio gobio</i>	1858	1 - A	+
12.	<i>G. uranoscopus</i>	1895	3 - C	+ S
13.	<i>Barbus barbus</i>	1887	1 - C	-
14.	<i>Chalcalburnus ch. mento</i>	1892	1 - C	-
15.	<i>Alburnus alburnus</i>	1858	1 - A	+
16.	<i>Alburnoides bipunctatus</i>	1861	3 - C	-
17.	<i>Blicca bjoerkna</i>	1830	1 - A	+
18.	<i>Abramis brama</i>	1858	1 - A	+
19.	<i>A. sapa</i>	1887	3 - C	+
20.	<i>A. ballerus</i>	1858	3 - C	+
21.	<i>Pelecus cultratus</i>	1830	3 - A	+
22.	<i>Rhodeus sericeus amarus</i>	1887	3 - A	+
23.	<i>Carassius carassius</i>	1858	3 - A	+
24.	<i>C. auratus gibelio</i>	1858	3 - B	+
25.	<i>Cyprinus carpio</i>	1858	1 - A	+
26.	<i>Noemacheilus barbatulus</i>	1858	1 - B	+
27.	<i>Misgurnus fossilis</i>	1858	3 - B	+
28.	<i>Cobitis taenia</i>	1858	1 - B	+
29.	<i>Silurus glanis</i>	1858	1 - A	+
30.	<i>Anguilla anguilla</i>	1890	4 - A	+
31.	<i>Perca fluviatilis</i>	1847	1 - C	+
32.	<i>Umbra krameri</i>	1847	2 - C	+ N-S
33.	<i>Esox lucius</i>	1858	1 - A	+
34.	<i>Stizostedion lucioperca</i>	1830	3 - A	+
35.	<i>S. volgensis</i>	1861	3 - A	+
36.	<i>Gymnocephalus cernuus</i>	1887	1 - A	+
37.	<i>G. schraetzer</i>	1887	2 - C	- (?)
38.	<i>Aspro zingel</i>	1931	2 - C	-
39.	<i>A. streber</i>	1931	2 - C	-
40.	<i>Proterorichinus marmoratus</i>	1840	3 - C	- (?)
41.	<i>Lota lota</i>	1887	1 - C	- (?)

A halak eredetére és gyakoriságára vonatkozó jelölések:
 1 = circumpoláris, 2 = endemikus, 3 = Ponto-Káspikus, 4 = Balti-tengerből bevándorolt;
 A = gyakori, B = kevésbé gyakori, C = ritka (sporadikus) vagy kipusztult; OLT = Tihanyi
 Külső-tó; N = északi befolyók, S = déli befolyók; ? = bizonytalan előfordulás.

Jelenleg kb. 20-24 faj gyakori, a fogásokban viszont csak 15-17 faj szerepel (Bíró, 1981). Tavunkat főleg pontyfélék (*Abramis* spp., *Blicca bjoerkna*, *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Alburnus alburnus*, *Cyprinus carpio*) népesítik be. Domináns ragadozók a fogassüllő ill. kőüllő (*Stizostedion lucioperca*, *S. volgensis*), a ragadozó őn (*Aspius aspius*) és a harcsa (*Silurus glanis*). Néhány, korábban kipusztultnak hitt halfaj (pl. a csapósügér, *Perca fluviatilis*, a feketesügér *Micropterus salmoides*) a tóból kiszorulva önfenntartó állományokat alkot az északi-, déli befolyók és a Kis-Balaton vízrendszerének refúgium területein (Bíró, 1981; Bíró és Paulovits, 1994; Przybylski és mtsai, 1991). 1970-ben vándorolt be a folyami géb (*Neogobius fluviatilis*; Bíró, 1972), majd 1985-ben a Kis-Balaton I. rekonstrukcióját követően az ezüstkárász (*Carassius auratus gibelio*), mely utóbbi elárasztotta a tó parti övét (Bíró és Paulovits, 1994). A rendszeres telepítések eredményeként az angolnának (*Anguilla anguilla*, 1961-től telepítették) és a busának (*Hypophthalmichthys molitrix*, 1972-ben kezdték telepíteni) sűrű állományai alakultak ki (Bíró, 1992) (1-2. táblázat).

2. táblázat. A Balatonba és vízgyűjtő területére betelepített egzotikus és spontán bevándorolt halfajok.

Halfajok	Betelepítés éve	Eredet és gyakoriság
1. <i>Oncorhynchus tshawytscha</i>	1880-81 ^x	5-C
2. <i>Salmo gairdneri</i>	1975 ^{xx}	5-A
3. <i>Salvelinus fontinalis</i>	1975 ^{xx}	5-A
4. <i>Coregonus albula</i>	1955, 1958-59 ^x	7-C
5. <i>Ctenopharyngodon idella</i>	1965 ^x	6-B
6. <i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	1972 ^x	6-A
7. <i>Aristichthys nobilis</i>	1972 ^x	6-A
8. <i>Pseudorasbora parva</i>	1971 ^x	6-A
9. <i>Ictalurus nebulosus</i>	1904-1906 ^x	5-C
10. <i>Gambusia affinis holbrooki</i>	1939 ^{xxx}	5-A
11. <i>Micropterus salmoides</i>	1904-1905 ^x	5-C
12. <i>Lepomis gibbosus</i>	1904-1908 ^x	5-A
13. <i>Neogobius fluviatilis</i>	1970 ^x	3-A
14. <i>Cichlasoma</i> sp.	1991 ^{xxx}	8-A
Herotilapia multispinosa? ^{****}		

A halak eredetére és gyakoriságára vonatkozó jelölések:

5=É-Amerikából betelepített, 6= Ázsiából betelepített (Amur folyó és vízgyűjtője)
 7= É-Európából betelepített, 8= D-Amerikából betelepített; A= gyakori, b=kevésbé gyakori, C=kipusztult; Betelepítés helye: X=Balaton, XX=Ódörög, Viszlói-patak, XXX=Hévízi-tó s kifolyója. ****= Pintér K., szóbeli közlés

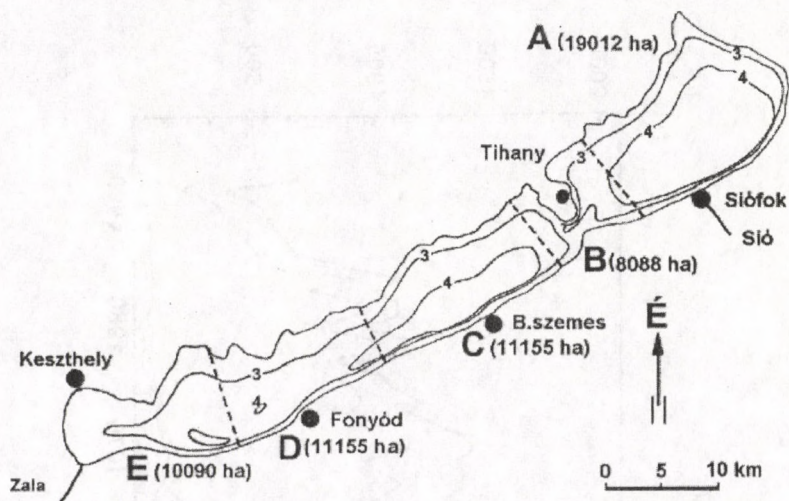
A halhozam/produkción változásai biotikus és abiotikus hatásokra

Az "ősi" állapotokban a halprodukción nagymérvű lehetett. A századfordulótól a halászat intenzitása és az éves hozamok jelentősen növekedtek a halászat technikai fejlődésével (Bíró, 1977). Az 1900-as években a hozamok 500 és 800 t/év között voltak. Az 1950-es években jelentősen növekedtek 500-ról 1960 t/év-re. Az 1960-as évektől napjainkig a halászsákmány fokozatosan csökkenő tendenciát mutatott (1-2. ábra). Ez a tendencia összefügg a tömeges halpusztulásokkal, a trofikus állapot megváltozásával és a halászat intenzitásának kb. 50 %-os csökkenésével, a halászat szelektivitásának és a halászott területek redukálásával (3. ábra). Ezzel szemben a sporthorgászok fogása 1950-1988 között megtízszereződött 50-ről 550 t/év-re (Bíró, 1994).

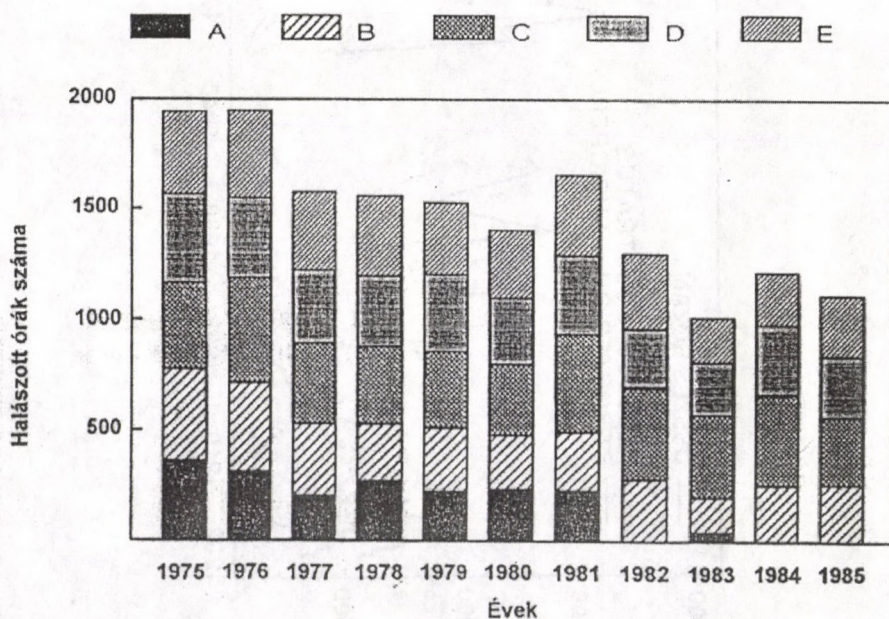
Az utóbbi 20 év során, 1972 és 1992 között, a halpopulációk sűrűsége és biomasszája többé-kevésbé követte a tó hosszanti trofikus grádiensét (hozamok: 7,6-46,3 kg/ha) (Bíró, 1981) (4. ábra). A különböző halfajok %-os megoszlását elemezve a hozamokban 1980-92 között, lényeges változás volt az angolna részarányának jelentős emelkedése (5. ábra). Az 1991-es tömeges angolnapusztulást követően a faj további telepítését betiltották, s jelenleg az állomány teljes lehalászása folyik (Bíró, 1992). A busa (*Hypophthalmichthys molitrix*) arányának növekedése intenzív kopolyúhálózás következménye. Teljesen más kép rajzolható meg az egyes halfajok arányváltozásainak (kg/ha/év) elemzése alapján (6a-d. ábrák). Ezek szerint az "őshonos" fajok általános ingadozása és aránycsökkenése jellemző a betelepített fajokkal (angolna, busa) és a bevándorolt ezüstkárással (*Carassius auratus gibelio*) szemben. A fogassüllő (*Stizostedion lucioperca*), dévérkeszeg (*Abramis* spp.), ragadozó őn (*Aspius aspius*), garda (*Pelecus cultratus*) és küsz (*Alburnus alburnus*) populációk megváltozott dinamikai paramétereit a 3. táblázat mutatja.

Az utóbbi 30 évben a különböző halfajoknak a kor-megoszlásában és növekedésében bekövetkezett változások kedvezőtlen irányt vettek. 1975 után a süllőállomány 1/2-1/6-ára fogyott, majd lassú regenerációt mutatott. Az 1970-es évektől az idősebb korcsoportok aránya növekedett, s az egyedi hossz- és súlynövekedés gyorsult (Bíró, 1970, 1985) (7. ábra). A keszegállomány népessége az eutrofizálódás fokozódásával és a halászat-intenzitás csökkentésével párhuzamosan növekedett, s az 1980-as évektől az idősebb korcsoportok részaránya szignifikánsan nőtt (Bíró és Garádi, 1974, Dauba és Bíró 1992, Ebesfalvi 1990, Péntes 1966) (8. ábra). Az ezévi (1994) tömegeesebb keszegpusztulás jelezte az 1970-es évekre jellemző intenzív halászat és szelektivitás visszaállításának szükségességét. 1994. szeptember hónapban végzett növekedésvizsgálatok a keszegek még lassúbb növekedését jelezték (8a. ábra). Hasonló változásokat mutatott több más halfaj állománya is.

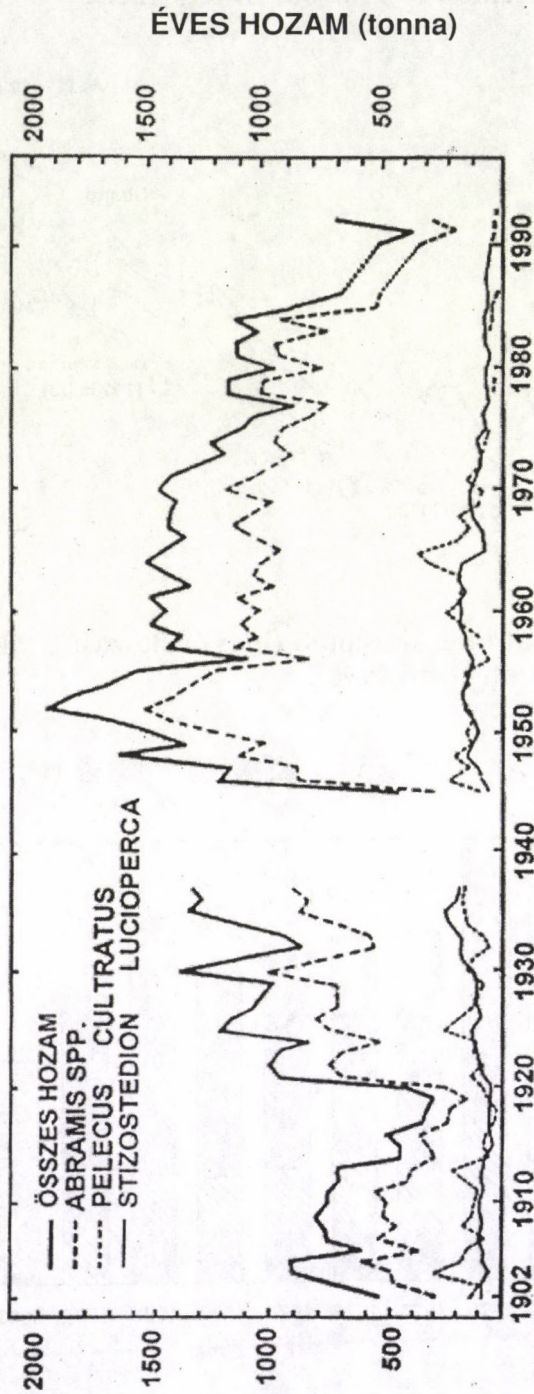
1. ábra. A Balaton öt halászat területe. A=Siófok (a Sió-csatornába épített angolnafogó csapdával), B=Tihany (megszűnt, Siófokkal összevonták), C=Balatonszemes, D=Fonyód, E=Keszthely.



3. ábra. A halászat intenzitásának (h/év) változása a tó különböző területein 1975-85 között (Bíró 1990).



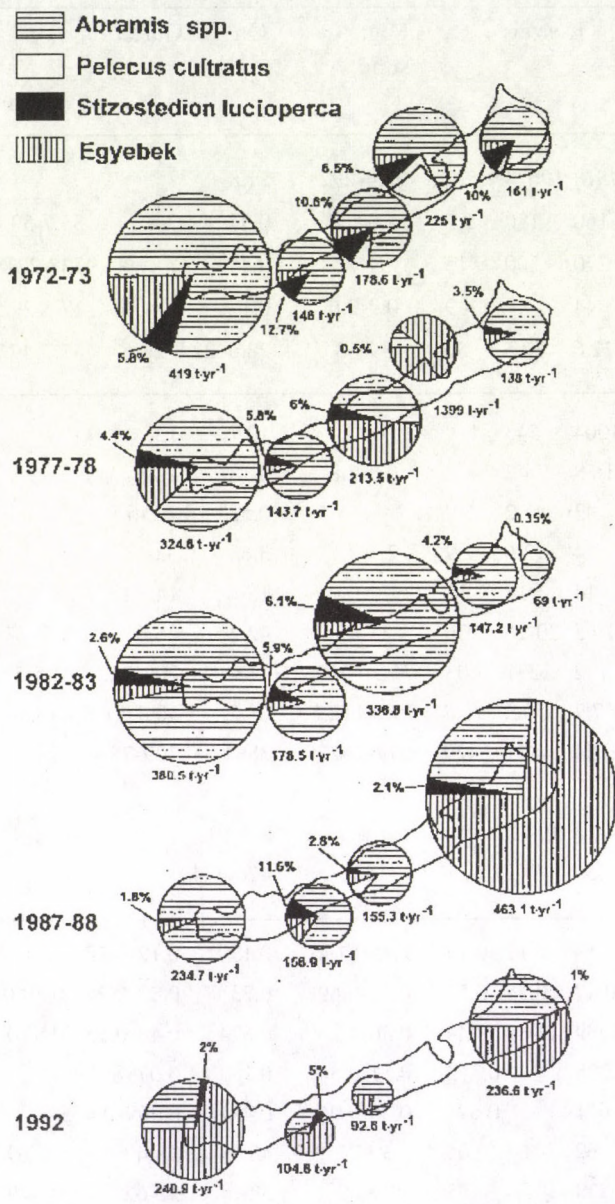
2. ábra. A halászat hozamai a Balatonban 1902-92 között (összes hal, keszegfajok, garda és fogassüllő (Bíró 1993).



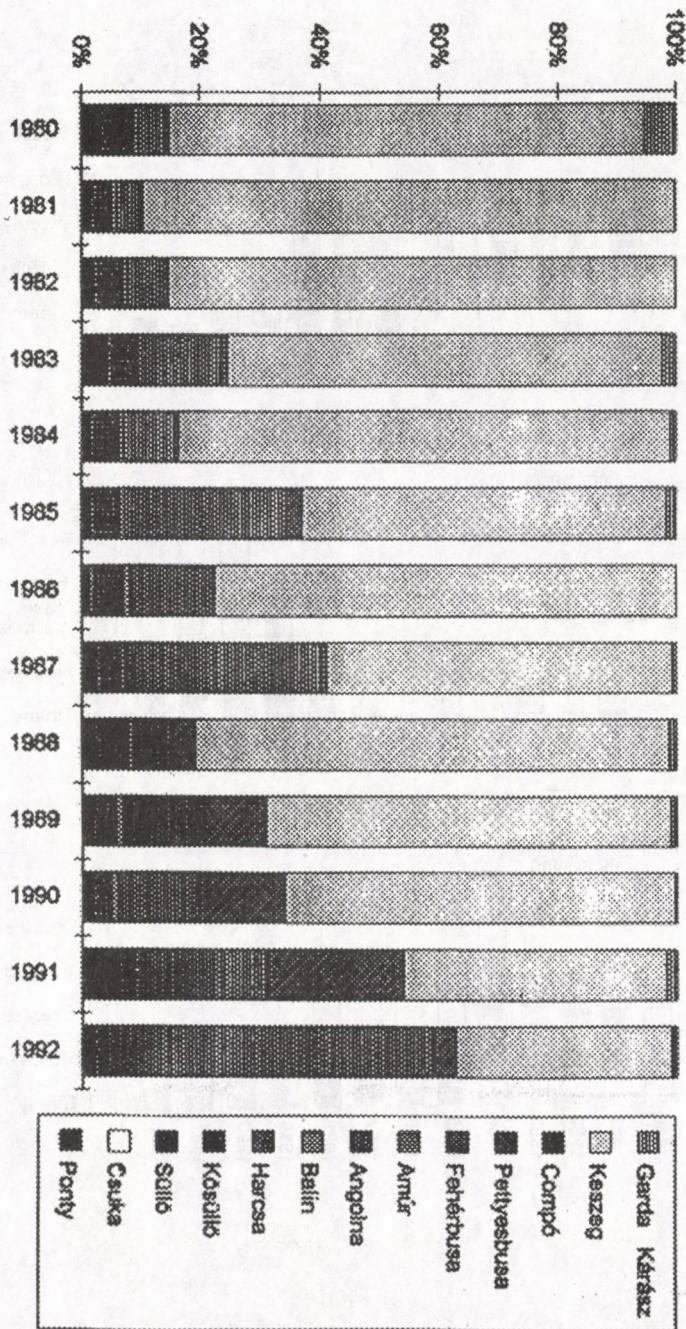
3. táblázat. A dévérkeszeg (*Abramis brama*) (1973-83), a fogassüllő, (*Stizostedion lucioperca*) (1973-84), az őn (*Aspius aspius*), a garda (*Pelecus cultratus*), és a küsz (*Alburnus alburnus*) populációdinamikai paraméterei a Balatonban.

Paraméter	Keszeg			Fogas- süllő	Őn	Garda	Küsz	
							ívó állomány	parti öv
Biomassza (t)	9578	10674	578	95.4-292	21.8	?		
(kg ha ⁻¹)	160	180	9.7	1.6-4.9	0.37	?	36.7-59.4	4.8-12.4
Sűrűség (ind. ha ⁻¹)	270	300	15	2.4-7.5	0.4	?	9238-22188	
Produkción (kg ha ⁻¹)	44	49	4.9	0.9-2.6	0.1	?	17.5-29.5	
(P/B = %)	72.6	70.5	50	39-63	28.6	22.8-26.6	47.7-49.7	29.1-56.1
Hozam (t ^{év} ⁻¹)	1004	543	119	45.2	10.7	135		
(kh ha ⁻¹ év ⁻¹)	16.8	7-42	2	0.8-2.8	0.18	2.26		
CPUE (t 100h ⁻¹)	43	47.2	3.9		0.52	3.2-6.8		
Minimum kor (év)	2.4	2.6	2.9	2.6-3.1	3.6	3.6		
Maximum kor (év)	14	15	15		15	14		
Átlaghossz (cm)	19.5	20-26	36	35-43	42.2	26.6	5.5-7.5	3-4.5
Átlagsúly (g)	172	231	603	572-1019	1136	203-223	3.5-5	1.5-3
Maximum hossz (cm)	47.7	50.8	75.7	75.7-112.5	68.2	40.4-51.8	13.5	12
Maximum weight (g)	2754	4871	6429	5577-14230	3884	709-786	28.5	
Életkor a maximális hozamnál (év)	9-13	10-12		4	9.5-10			
Optimális súly (g)	431	942		1436	426-474			
Növekedés (K)	0.13	0.11	0.14	0.09-0.196	0.15	0.12-0.18	0.11	0.079-0.31
Súlynövekedés (G)	0.47	0.25	0.51	0.52-0.69	0.23	0.22-0.24	0.30-0.54	0.31-0.52
Moralitás (Z)	0.999	1.039	1.044	0.36-1.24	0.674	0.48-0.55	0.87-1.16	0.47-1.28
Természetes m. (M)	0.328		0.373	0.11-0.34	0.183	0.0798		
Halászati m. (F)	0.671		0.671	0.25-0.96	0.491	0.399-0.475		
Éves mort. (A=%)	62	64	65	30-71	48	38-43	49-69	38-72
Túlélés (S=%)	38	36	35	29-69	52	57-62	41-49	28-62
Állománykihasználás aránya (E=%)	40.7	30.3	41	20.8-55	35.6	32-49		

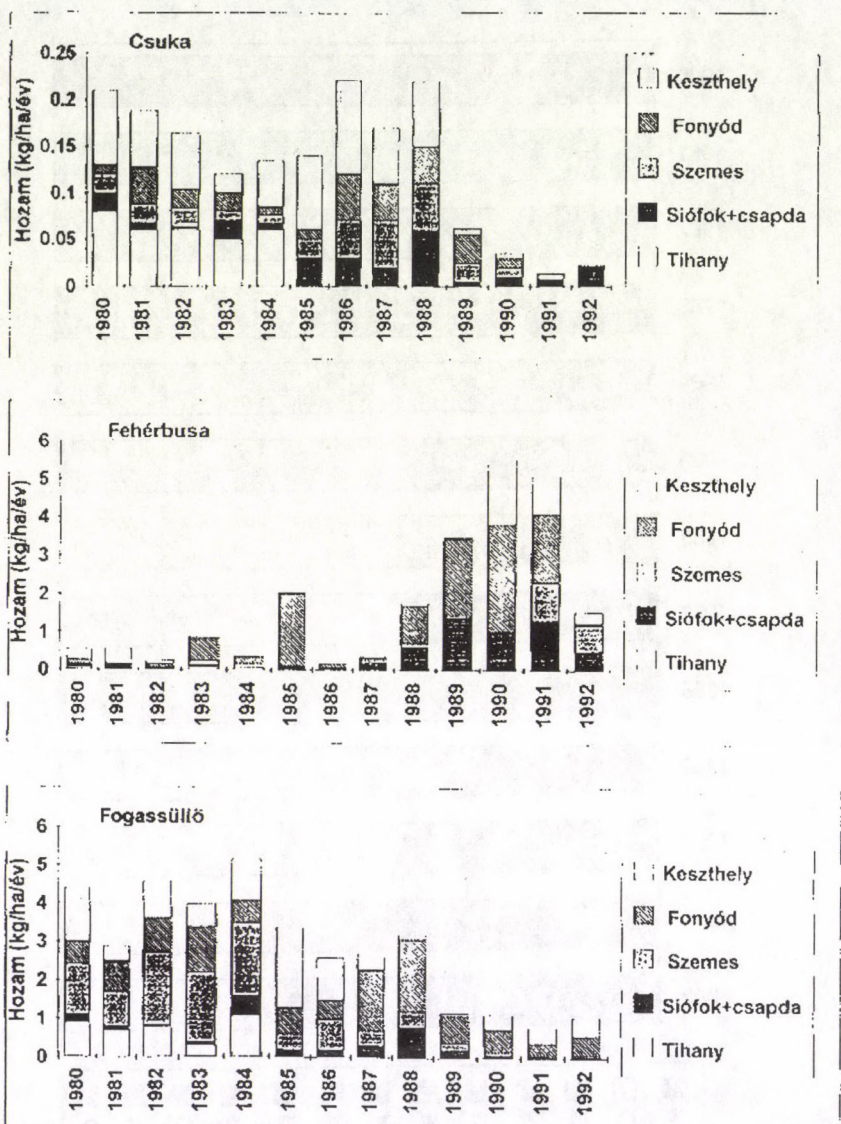
4. ábra. Különböző halfajok éves hozamai a tó különböző területein az egymást követő időszakokban.



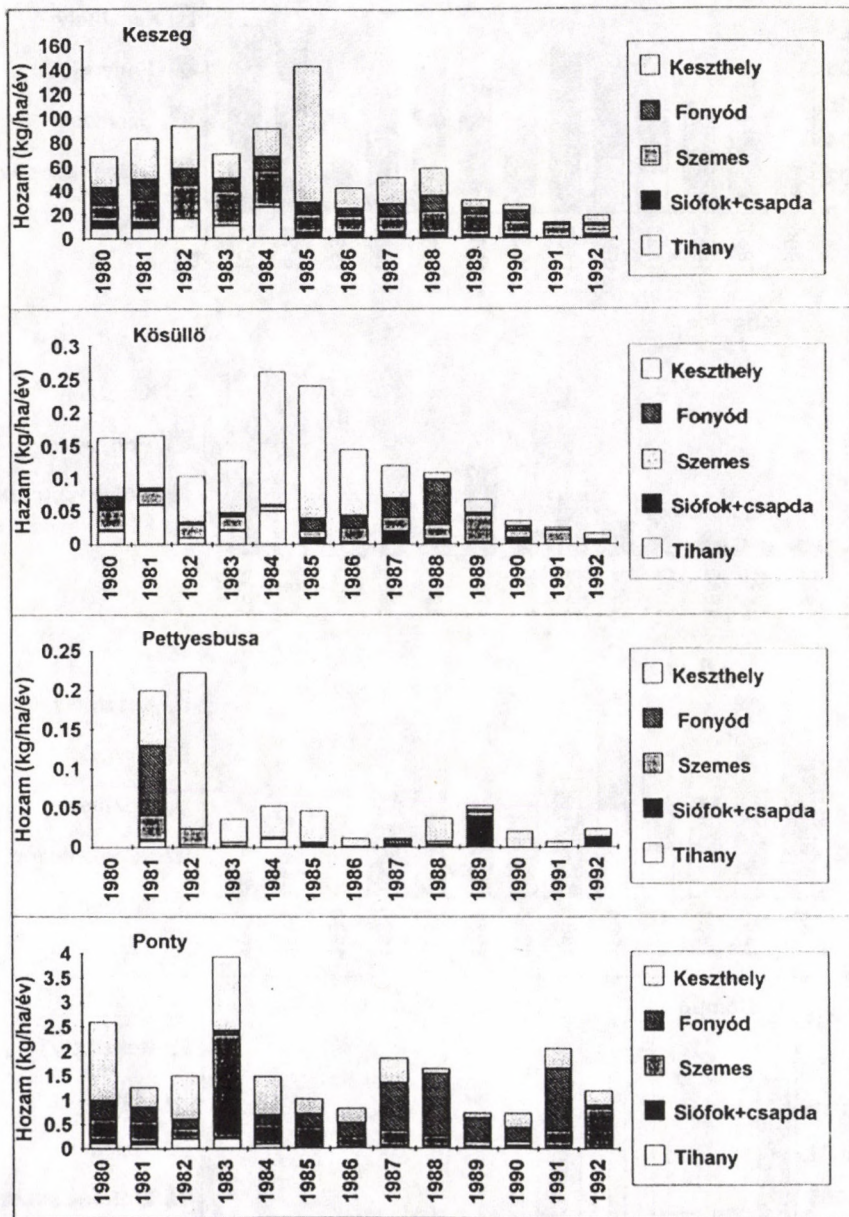
5. ábra. A gazdaságilag jelentős halfajok %-os megoszlása az éves halzsákmányban (1980-1992).



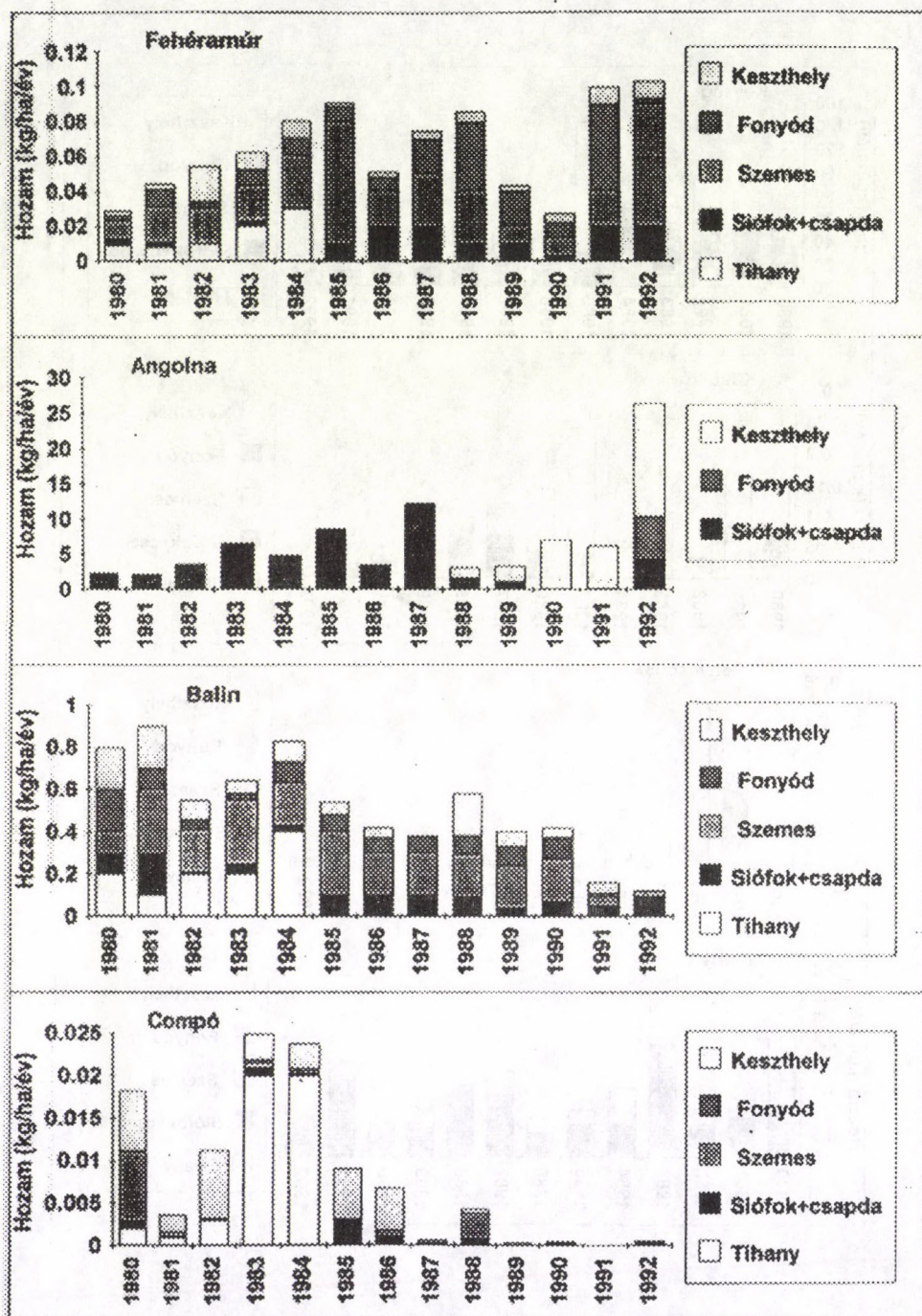
6a. ábra. A csuka, fehérbusa és a fogassüllő hozamai (kg/ha/év) a Balaton különböző vízterületein.



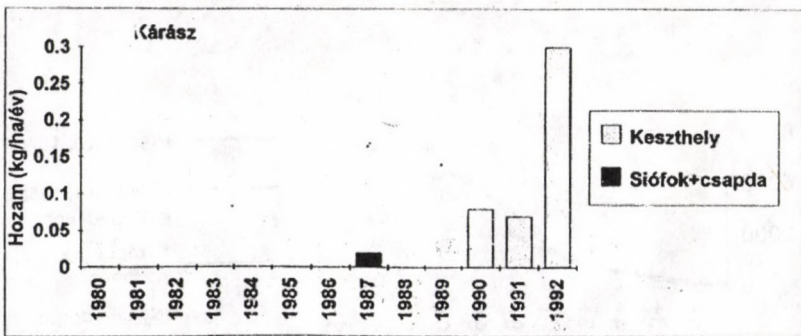
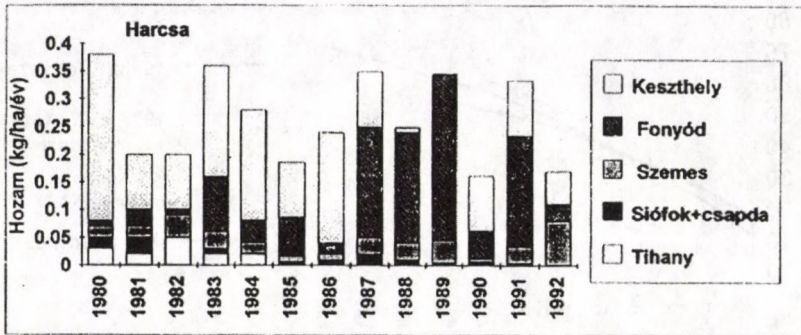
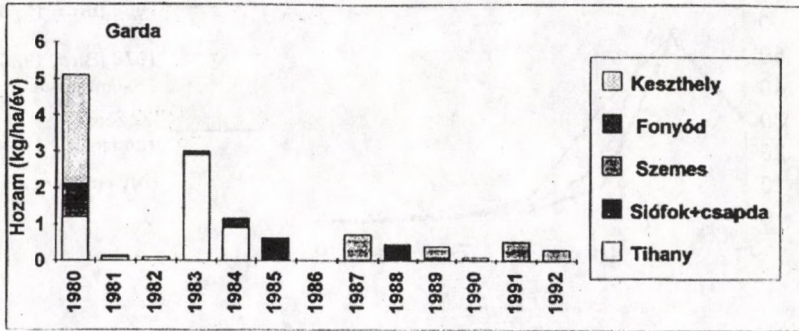
6b. ábra. A keszeg, kősüllő, pettyesbusa és a ponty hozamai (kg/ha/év) a Balaton különböző vízterületein.



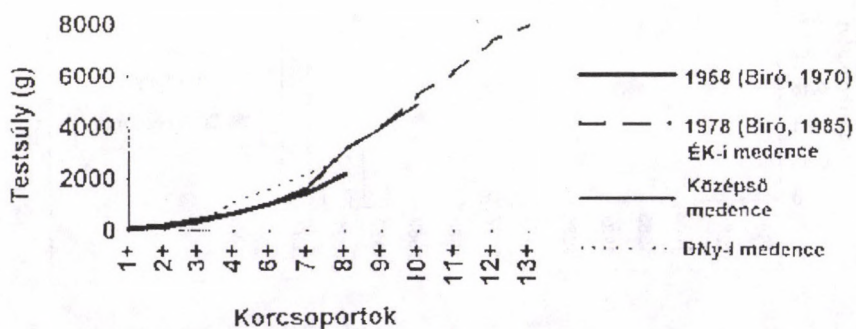
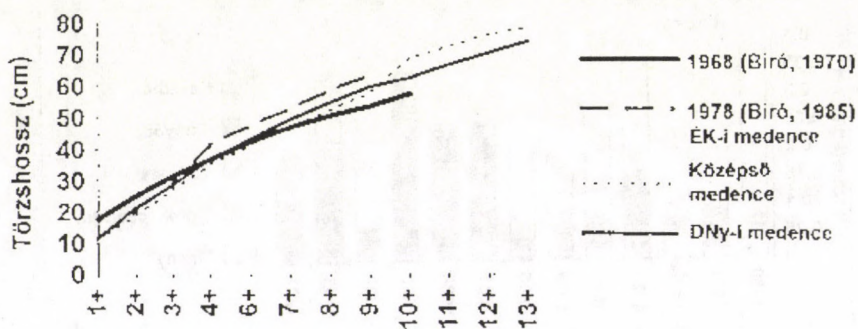
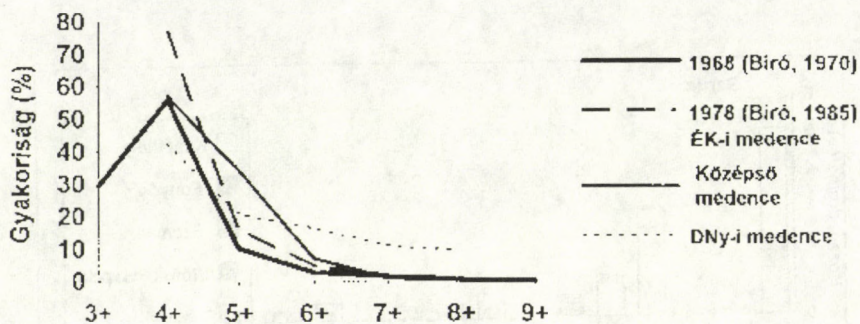
6c. ábra A fehérámúr, angolna, balin és a compó hozamai (kg/ha/év) a Balaton különböző területein.



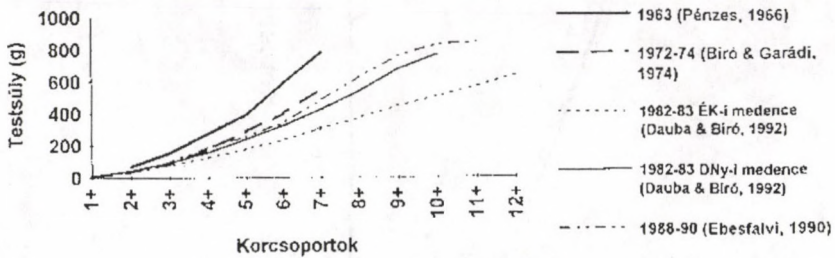
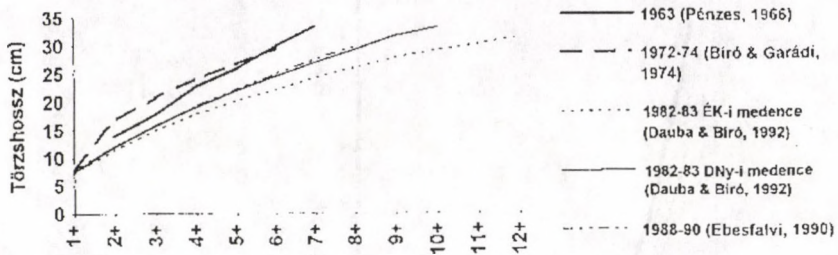
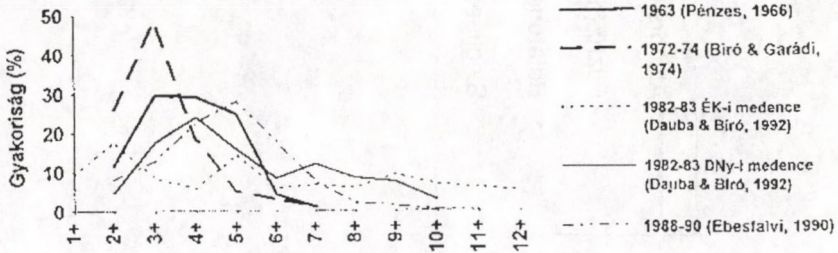
6d. ábra. A garda, harcsa és az ezüstkárász hozamai (kg/ha/év) a Balaton különböző vízterületein.



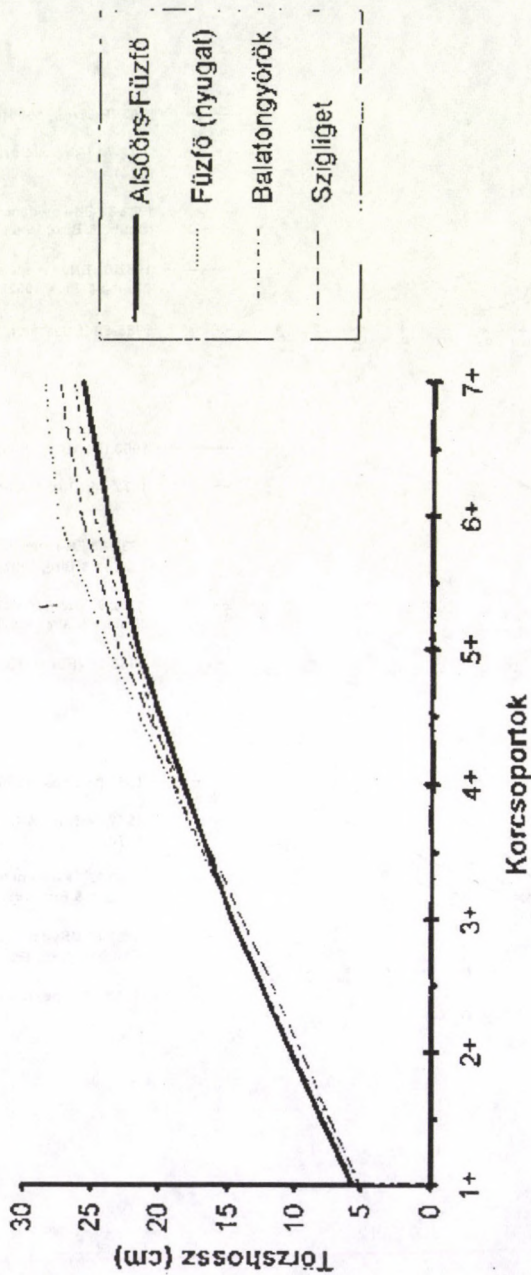
7. ábra. A fogassüllő (*Stizostedion lucioperca*) kor-összetételének, hossz- és súlynövekedésének változása a Balatonban.



8. ábra. A dévérkeszeg (Abramis Brama) kor-összetételének, hossz- és súlynövekedésének hosszú időtartamú változása a Balatonban.



8a. ábra. A dévérkeszeg (*Abramis brama*) törzshossz-növekedése a Balaton ÉK-i (Alsóórs-Fűzfő) és DNY-i (Balatongyörök-Szigliget) vízterületein 1994. szeptemberében végzett vizsgálatok alapján.



1950-től az 1980-as évek végéig a garda népessége 1/10-ére zuhant, majd lassú regenerálódást mutatott. Az egyedi méretváltozásának üteme gyorsult, majd ismét lassult (Bíró 1982, Entz és Lukacsovics 1957, Perényi 1991). A ragadozók fő tápláléka a küsz méret szerinti struktúrája is folyamatos és drámai csökkenést mutatott, s hossz- illetve súlynövekedése jelentősen lassult (Bíró 1975, 1990, Bíró és Muskó (1994).

A perifiton-zooplankton-hal, és a perifiton-zoobentosz-hal táplálékhálózatok menti trofikus kapcsolatok vizsgálatának újabb eredményei igazolták, hogy a parti öv és a nyílt vízi területek termelőképessége között kb. egy nagyságrendnyi különbség van.

A perifiton biomasszája 4,1 és 36,4 g/m² száraztömeg/szubsztrátum között, a zooplankton biomasszája 0,49 és 1,86 mg nedvestömeg/l/hó között, és a halbiomassza 71,6-90,4 kg/ha között változott a parti övben (Simonian és mtsai., 1993). A zoobentosz biomasszája 0,1-20 g nedves tömeg/m² közötti volt (Perényi és mtsai. 1993).

A biomassza és produkció adatokat kJ-ra átszámítva igazolható, hogy a parti övben a primér produkció energiája sokkal nagyobb hatásfokkal épül át a halakba, mint a nyílt vízben. A planktonikus és bentikus táplálék-hálózatok érzékenyen válaszoltak a környezeti és közösségi változásokra. A parti övben jelentős energia áramlik a perifiton/zooplankton-bentosz/küsz-fogassüllő táplálékhálózaton keresztül (Bíró 1991).

Közelítő becslésként, a 4,8-12,4 kg/ha mennyiségűre tehető küsz (*Alburnus alburnus*) állomány az ÉK-i medencében kb. 223-297 kJ/ha/7 hó, míg a DŇy-i medencében 1236-1649 kJ/ha/7 hó energiát fogyaszt. Az ÉK-i medencében az energia kb. 11 %-a származik a zooplanktonból és kb. 89 %-a a bentoszból. A Balaton középső területein kb. 50-50 %, a DŇy-i medencében kb. 14 és 86 % származik a zooplankton illetve zoobentosz táplálékláncból. A csúcsragadozó fogassüllő (*Stizostedion lucioperca*) 3. életévétől kb. 2,22-6,7 kJ/m²/év, 90-98 %-ban küszből álló táplálékot fogyaszt el, így a csökkenő küsz-állomány fontos energiaközvetítő a fenti táplálékhálózatokon belül (Bíró 1991, Bíró és Muskó in press). Bár az energia "szétszóródása" mind a parti övben, mind a nyílt vízben jelentős a perifiton-bentosz kapcsolata, meghatározóbbnak látszik a perifiton-zooplankton útvonalhoz képest. A dévérkeszeg állomány kb. 93-141 kJ/m²/év mennyiséget fogyaszt, s a süllő táplálékának csupán 2-10 %-át közvetíti (Bíró és Vörös 1990, Bíró és mtsai 1991).

A Balaton elsődleges termelése rendkívüli mértékben növekedett 7,15-17,07 kJ/m²/d értékről (1960, középső medence, nyílt víz - Böszörményi és mtsai 1962) 7615-6456 kJ/m²/év (1970-1990, ÉK-i medence, nyílt víz) illetve 30264-33890 kJ/m²/év értékre (1970-1990, DŇy-i medence, nyílt víz - Herodek 1977, G.-Tóth 1992). Utóbbi értékeket 100 %-nak véve, a másodlagos termelés (zooplankton+bentosz) a nyílt vízben az ÉK-i medencétől a DŇy-i irányába (170-400 kJ/m²/év - Ponyi 1985, 1992) a primér energiának kb. 0,99-2,26 %-át hasznosítja.

4. táblázat. A táplálékhálózatok menti energiaáramlás a Balatonban: az egyes szinteken becsült energia ($\text{kJ/m}^2/\text{év}^{-1}$) és a primér producensek által termelt energia hasznosulása (%) a halakban (zárójelben).

*= $\text{kJm}^{-2}\text{d}^{-1}$; **= $\text{kJm}^{-2}\text{h}^{-1}$; ***=biomassza

Energia szint	Medence			Szerzők
	ÉK(Siófok)	DNy(Keszthely)		
<i>Elsődleges termelés:</i>				
<i>parti öv</i>	(1960):	2.05-16.85**		Felföldy (1961)
<i>nyíltvíz</i>	(1961):	7.15-17.07*		Böszörményi és mtsai. (1962)
		1.82	2.28-3.23	Felföldy (1963)
	(1970):	7615 (100%)	33890 (100%)	Herodek (1977)
	(1990):	6456 (100%)	30264 (100%)	Gorzó adatai, cit. G.-Tóth (1992)
<i>Másodlagos termés:</i>				
<i>nyíltvíz</i>	(1977):	170 (2.26%)	300-400 (0.99-1.32%)	Ponyi (1985, 1992)
<i>parti-öv</i>	(1992):	61.84 (0.82%)	618 (1.7%)	Simonian és mtsai. (1993)
<i>Halprodukción (hozam):</i>				
<i>nyíltvíz</i>	(1971-80):	3.18-4.52 (0.04- 0.06%)	16.3-19.4 (0.045- 0.053%)	Bíró & Vörös (1990)
<i>fogassüllő</i>	(1987):	(0.002- 0.0053%)	(0.045- 0.022%)	Bíró (1991)
<i>parti-öv</i>	(1992)***:	15.0-26.5 (0.23- 0.41%)	15.2-23.6 (0.05- 0.078%)	Simonian és mtsai. (1993)

A parti övben a zooplankton produkciója 61,84-618 kJ/m²/év közötti, s az energiaátépülés hatékonysága kb. 0,82-1,7 % (Simonian és mtsai, 1993).

Az energia hasznosulásának hatásfoka a halakban a tó hossz tengelye mentén a nyílt vízben 0,045 és 0,06 % között (Bíró és Vörös 1990), míg a parti övben 0,078 és 0,41 % között változik (Simonian és mtsai, 1993) (**4. táblázat, 9. ábra**).

A Kis-Balaton Víztározóban az egységnyi területre jutó halbiomassza kb. 2-4-szer nagyobb (66,9-296 kg/ha) mint a Balatonban. Az éves halhozamok (2,9-12,8 kg/ha/év) a termelő-potenciál kihasználatlanságát mutatják. A bruttó primér produkciót (22 280 kJ/m²/év - Pomogyi 1990 adatai alapján) a halhozamhoz mérve (1,2-5,35 kJ/m²/év), az energia átépülésének hatásfoka rendkívül kicsi: 0,0053-0,024 %.

Korábbi, tömeges balatoni halpusztulások

A tömeges halpusztulások hosszabb-rövidebb lappangási idő után jelentkeznek, általában több tényező hatására. A különböző tényezők között azonban mindig van egy fő ok, amely a halak leromlását, vagy pusztulását okozza. Emellett járulékos (későbbi stádiumban jelentkező) okok között vírus-, bakteriális- és parazita-fertőzések is szóba jöhetnek, melyekre nézve a legyengült szervezet igen fogékony.

Az első, tömeges halpusztulás 1965-ben történt (500 tonna) klórozott szénhidrogének (DDT, gamma-HCH, Aldrin-foszfát, Dieldrin-foszfát) felhalmozódásának a hatására. A következő 10 évvel később, 1975-ben játszódott le (cc. 70 tonna), amelynek okaként több tényezőt feltételeztek. 1974/75 telén erős algavirágzás (*Nitzschia acicularis*) alakult ki, és a rendkívül nagy alga-biomasszájának (9,8 g/m³ - Herodek 1977) több, mint 50 %-át alkotta. Az eredmény kb. 70 tonna hal elhullása volt. Említeni is tilos volt a peszticideket, pedig az elpusztult vagy döglődő halakon a szimptomák idegmérgezésre utaltak. Ebben az 1973-74-ben importált SHELL-DD-nek komoly szerepe lehetett! Az idegmérgek sajátsága, hogy - akkumulációjuk mértékétől függően - gátolják a normális élettani tevékenységet (szubletális dózisok tartós hatásakor is), tönkreteszik a szervezetet méregtelenítő máj ultrastruktúráját. Az oxidatív foszforiláció és a lipolízis szétkapcsolódik, zsíros májelfajulás jön létre (a sejtlégzésben szerepet játszó citokrom-oxidázok működése megáll, pl. P450-enzimé), s az állat elpusztul.

További, lokális gardapusztulás 1982-ben fordult elő (melynek okaként vilámcsapást és azt feltételezték, hogy az elfogyasztott rengeteg szűnyoglarva megromlott a belükben!), majd 1985-ben (angolna) és 1987-ben (több faj). Az okok többségét ismerjük, noha a járulékos és komplex hatások miatt némelyik oka nem kellően tisztázott.

Az 1975-ös, második, sokkoló hatású halpusztulást követően a vízminőség változását előidéző okok széleskörű kutatási programja kezdődött. Emellett számos javaslat született a tó és halfaunájának folyamatos, komplex kutatására beleértve az időnként előforduló halpusztulások (1975, 1977, 1978, 1981, 1984, 1985, 1988) okainak feltárását és megelőzését is. A legtöbb kutatási javaslat még ma is megvalósításra vár.

Az első, nagy Anabaenopsis raciborskii invázió 1982-ben fordult elő, amit a nitrogénkötő cyanobaktériumok relatív és abszolút mennyiségének növekedése követett az 1990-es években (Istvánovics és Herodek 1994).

1991. július-szeptember között fajspecifikus angolnapusztulás (cc. 40 t) játszódott le a Balatonban, amelynek elsődleges oka - járulékos környezeti hatások mellett - az *Anguillicola crassus* fertőzés volt (Molnár és mtsai, 1992). A tömeges pusztulás a DNy-i medence parti övében kezdődött. Az angolnák belső szervei (bél, úszóhólyag, stb) - még az egészségesnek látszó, ÉK-i medencéből származó példányoknál is - bevérzéseket és súlyos strukturális károsodást mutattak. Csaba és mtsai (1991) az *Anguillicola crassus* (vérszívó fonálféreg, valószínűleg véletlenül hurcolták be Ázsiából Európába) jelenlétét a balatoni angolnák úszóhólyagjában 1990. szeptember 11-én figyelték meg. A DNy-i medence angolnáiban 30-40 parazita fordult elő, az úszóhólyag fala 3-4 mm-re vastagodott, járata (ductus pneumaticus) elzáródott. Ebben az időszakban Tihany környékéről származó példányokban a paraziták átlagos száma 4 db volt (a különbség a tó hossz tengelye mentén kb. 10-szeres). A DNy-i medencében a fertőzés ezt követően kb. 90 %-os volt, a belekben lárvális gócot (ciszta) lehetett megfigyelni. A halak mája intoxikáció jeleit mutatta, amikor az anyagcsere már súlyosan károsodik, s a szervezet védekező mechanizmusa intenzívebbé válik (a méreglebontó enzim rendszer aktivitása megnő), s mindez tipikus detoxikációra utal. A legyengült szervezetből nem ürülnek ki az elpusztult paraziták és a bomló vér. Ebben a legyengült stádiumban az *Aeromonas* (punctata) baktériumok járulékos fertőzését nem lehet kizárni (ezek hemolízist okoznak). A szokatlanul magas és hosszan tartó víz hőmérséklet (25-31 °C) a paraziták robbanásszerű elszaporodását eredményezte az ÉK-i medencében is. Augusztus közepén a Keszthelyi-öböl angolnáiból a parazita eltűnt, de az úszóhólyag súlyos elváltozásokat mutatott. Valószínű, hogy az úszóhólyag másodlagos légzési funkciója is erősen károsodik a paraziták számának növekedésével. Az *Anguillicola* lárvális fejlődése a Balatonban planktonikus rákokban megy végbe (*Acanthocyclops*), s a köztigazdák a pontyfélék és a folyami géb. Említést érdemel, hogy 1985-ben a tó azonos területein, hasonló szimptomákkal (bevérzett bőr és belső szervek) tömeges angolna-döglés történt, de ekkor a fenti parazita még nem volt jelen.

Legújabbban a Balaton egy kéthónapos csendes és száraz, meleg periódust követően, 1994 augusztus második felétől tragikusnak látszó állapotba jutott. Ekkor az *Anabaenopsis raciborskii* robbanásszerű monokultúrája alakult ki, mely az egész tóra kiterjedt (maximális biomassza 70 mg/l érték körüli volt

- Vörös, szóbeli közlés). A tó parti övében június második felétől jelentős keszeg- és más fajok pusztulása keltett riadalmat. A kiváltó ok nyilván a fentiekből kézenfekvően következik. Már 1975 után jeleztük, hogy a Balatonon egyre sűrűbben ismétlődő halpusztulásokra lehet számítani, de mindez süket fülekre talált.

A halfauna kezelése és rehabilitációja

A Balaton halállományának kezelésével kapcsolatos irányelveket több dolgozat összegzi (Bíró, 1977, 1992, 1994). Ezek alapját a természetes partok rekonstrukciója és a tó mezotróf vízminőségének, s az ennek megfelelő fauna (gerinctelenek és halak) rehabilitációja képezik. A tó haleltartó képességének és a halprodukciónak kedvező halászat és horgászat a tó egészségesebb működését segítené elő. Az 1970-es évekre jellemző, sokkal intenzívebb és szelektívebb halászatra volna szükség a keszegfélék és az ezüstkárársz állományainak visszaszorításához (az északi és déli partok mentén jelenleg tilos 100 és 200 méteres partmenti sávokban is). Ugyanezt segítené a ragadozó halak (fogassüllő, csuka, harcsa) fokozott telepítése (és a partmenti keltetőtelepek felújítása) is, mely stabilabb halállományt eredményezne. Ezekkel a beavatkozásokkal párhuzamosan szigorúan szabályozni kell a Balatonon a sporthorgászatot (létszám, kifogható halmennyiségek, mindenfajta etetés megtiltása, stb). Széleskörű, folyamatos kutatások a várható változások trendjének pontosabb előrejelzését eredményeznék, és a tó kezeléséhez (management) nélkülözhetetlen ökológiai háttérrel nyújthatnak. Ezt az egészséges működést további, kedvezőtlen vízminőség-változások gátolják.

A tó jövőjét és további sorsát - a fentiek alapján - előre jelezni aligha lehet. A tó élővilágának regenerálódása döntő mértékben a vízminőségváltozást (eutrofizáció) előidéző környezeti hatások minimálisra csökkentésétől függ. Ezek kapcsán a hatékony szennyvíztisztítás és elvezetés, a Kis-Balaton Vízminőségvédelmi Tározó befejezése, a parti-öv (nádasok) szigorú védelme, s a Balaton egészét érintő "Balatoni Törvény" minden hasznosításra kiterjedő szabályzóinak a függvénye. A Balaton a legkülönbözőbb érdekszférák (idegenforgalom, üdülés, hajózás, halgazdálkodás, horgászat, területfejlesztés, vízgazdálkodás, stb.) ütközési zónája, mely érdekek optimális összehangolása jelenleg a legnehezebb feladatnak tűnik. A tó biológiai struktúrájának átalakulásáról és az élővilág erre adott biológiai válaszreakcióiról a közvéleményt korrekt módon kell tájékoztatni.

Irodalom

Bíró, P., 1972: *Neogobius fluviatilis* in Lake Balaton - a Ponto-Caspian goby new to the fauna of central Europe. J. Fish Biol. 4: 249-255

- Bíró, P., 1977: Effects of exploitation, introductions, and eutrophication on percids in Lake Balaton. *J. Fish. Res. Board Can.* 34: 1678-1683.
- Bíró, P., 1984: Lake Balaton: a shallow Pannonian water in the Carpathian Basin. pp. 231-245. In: F.B. Taub (ed.) *Lakes and Reservoirs. Ecosystems of the World 23.* Elsevier Sci. Publ. B.V., Amsterdam. (in press).
- Bíró, P., 1992. Die Geschichte des Aals (*Anguilla anguilla* L.) im Platten-see (Balaton). *Österreichs Fischerei. Wissenschaft.* 45: 197-207.
- Bíró, P., 1994. Management of fish stocks in lakes and reservoirs. pp. 14-29. In: J. Salánki & P. Bíró (eds.) *Limnological Bases of Lake Management. Proc. of the ILEC/UNEP Training Course, 11-23 October 1993, Tihany, Hungary, ILEC, Kusatsu, Shiga, Japan.*
- Bíró, P.: Management of the pond ecosystems and trophic webs *Proceedings of the Aquaculture Sponsored Symposium on The Common Carp.* Elsevier 1995 in press.
- Bíró, P., & I.B. Muskó, (1994): A kűsz (*Alburnus alburnus* L.) populáció dinamikája és tápláléka a Balaton parti övében. *Halászat (Tudományos Melléklet)* 87(2): 86-92.
- Bíró, P., & Paulovits, G., 1994. Evolution of fish fauna in Little Balaton Water Reservoir. *Verh. Int. Verein. Limnol.* 25(4): 2164-2168.
- Daday, E., 1897. XII. Fische (Pisces), pp. 216-231. In: Entz, G. (ed.) *Resultate der Wissenschaftlichen Erforschung des Balatonsees.* Commissionsverlag Von Ed. Hölzel, Wien.
- Entz, B., 1959: Chemische Charakterisierung der Gewässer in der Umgebung des Balatonsees (Plattensees) und chemische Verhältnisse des Balatonwassers. *Ann. Biol. Tihany,* 26: 131-201.
- Felföldy, L., 1959: Experiments with algal cultures for determining some properties of Lake Balaton water. *Ann. Biol. Tihany,* 26: 211-222.
- Herodek, S., & Oláh, J., 1973. Primary production in the frozen Lake Balaton. *Ann. Biol. Tihany,* 40: 197-201.
- Istvánovics, V., 1992. Transformations between organic and inorganic sediment phosphorus in Lake Balaton. *Hydrobiologia.*
- Molnár, K., Csaba, Gy., Székely, Cs., Baska, F., Láng, M. (1992): *Anguillicola crassus* (Nematoda, Dracunculoidea) által okozott tömeges angolnael-hullás a Balatonban. pp. 126-129. In: (Bíró, P. szerk.) *100 Éves a Balaton-kutatás (XXXIII. Hidrobiológus Napok, Tihany, 1991).* REPROPRINT, Nemessvámos.
- Oláh, J., O.-Tóth, E. & Tóth, L. 1977: A Balaton foszfor anyagcseréje. *Magy. Tud. Akad. Biol. Tud. Oszt. Közl.,* 20: 111-139.
- Perényi, M., Bíró, P., Tátrai, I., Paulovits, G., & Lakatos, Gy., 1993: Biomass assessment of Chironomidae larvae in the littoral zone of Lake Balaton (Hungary). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 25: 689-693.
- Przybylski, M., P. Bíró, M. Zalewski, I. Tátrai & P. Frankiewicz, 1991: The structure of fish communities in streams of the northern part of the catchment area of Lake Balaton (Hungary) *Acta Hydrobiol. (Kraków)* 33(1/2): 135-148.

Répássy M., 1909. A Balaton halászata. pp. 421-431. In: I. Darányi (ed.) Édesvízi halászat és halgazdaság. Pallas Rt., Budapest.

Sebestyén, O., 1967: A kemizáció kihatása vízi ökoszisztémákban. Magy. Tud. Akad. V. Oszt. Közl., 18: 389-391.

Simonian, A., Tátrai, I., Bíró, P., Paulovits, G., Tóth, L.G. & Lakatos, Gy., 1993. Biomass of planktonic crustaceans and the food of young cyprinids in the littoral zone of Lake Balaton. Hydrobiologia.

Zólyomi, B. & Nagy, L.-né, 1992.: A Balaton múltja a pollensztratigráfiai vizsgálatok tükrében. pp. 25-32. In: (Bíró P. szerk.) 100 Éves a Balaton-kutatás. REPROPRINT, Nemesvámos

A Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása

Szabó István, PATE Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar

A biológiai monitorozás alapjai

Monitorozás - biológiai monitorozás

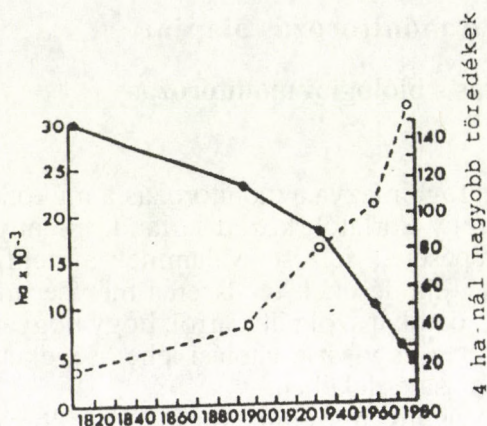
Általánosan fogalmazva a monitorozás a működés ellenőrzése. Műszaki értelemben egy korlátok között tartandó mennyiség folyamatos mérése, a korlátok túllépésének jelzése. Valaminek a megfigyelése, egy időszak alatti változásának, fejlődésének rendszeres mérése információnyerés céljából. A monitorozás adatokat szolgáltat arról, hogy hogyan és milyen gyorsan változnak a rendszerek és visszacsatolási lehetőségeket nyújt az irányításhoz a kimenet optimalítása érdekében.

A monitorozás révén szemmel tarthatók a környezet karakterisztikumai is. A környezeti monitorozás tágas körű: tárgyát képezhetik például a klimatikus változók és folyamatok, pedológiai, meteorológiai tényezők.

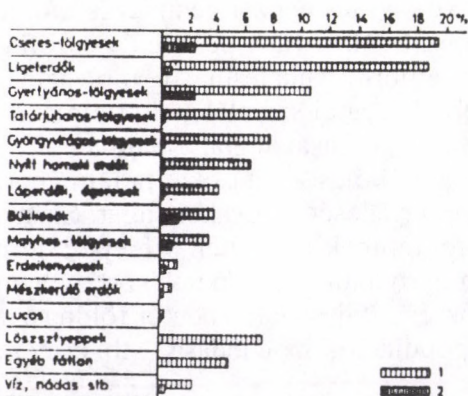
A biológiai monitorozás a másik oldalon kezdődik. A logikája azon alapul, hogy az élőlények a környezeti változók hatását integrálják, biológiai hatékonyságuk, produktivitásuk vagy a biocönózisukon belüli ökológiai helyzetük jelzi (indikálja) a rendszer általános állapotát illetve állapotváltozását. Az indikáció ugyanakkor az ökológiai módszerelmélet egyik központi problémája, és számos félreértés terheli, a növények esetében például a "fitométer" szerepük túlzott hangsúlyozása.

A biológiai monitorozás a szervezetek rendszeres felhasználása a környezetminőség meghatározására. Tágabb értelemben a hosszú időtartamú ökológiai folyamatok megértését szolgáló populáció és társulás vizsgálatokat is jelenti. A kémiai környezetszennyezés monitorozási módszerei különösen a növény - peszticid, rovar - peszticid összefüggésekben fejlődtek ki (de ld. még gerinces embrió, puhatestű, stb. biotesztek). Ma már a biológiai monitorozást tágabb ökológiai szemlélettel értelmezik, a biocönózisok (ökoszisztémák) és a fajok státusával kapcsolatban. Az ökológia ugyanis, mint biológiai tudomány, kölcsönhatásokat tanulmányoz, amelyek meghatározzák a szervezetek elterjedését és gyakoriságát. Számos biológiai és ökológiai monitorozási programnak közvetlen szerepe a természeti forrásokkal való gazdálkodásban nyilvánul meg. Fontos szerepe van továbbá a fajok, a természetes társulások és a táj védelmében, a földhasználat megváltozása, élőhelyek pusztulása, populációk izolálódása, stb. esetén.

1. ábra. Csarabos rétek területének csökkenése és fragmentálódása D-Angliában; Magyarország potenciális vegetációegységeinek területszázalékai, valamint a mai természetközeli maradványaik megoszlása.



Csarabos rétek területének csökkenése és fragmentálódása D-Angliában (Spellerberg után)

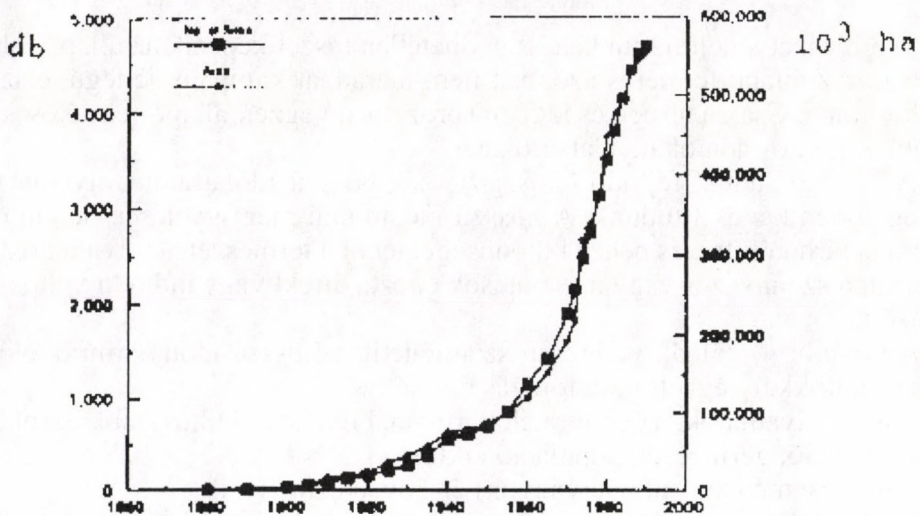


Magyarország potenciális vegetációegységeinek területszázalékai (= 100%), valamint a mai természetközeli maradványaik (= 9,38%) megoszlása. 1 = potenciális természetes vegetáció, 2 = maradványok

Monitorozás és megőrzés

A biológiai (ökológiai) monitoring programok értékelésében világszerte előtérbe került a megőrzés. A természetes és természetközeli biocönózisok területe világszerte csökken a fokozódó emberi beavatkozás miatt. A területi csökkenés együtt jár a fragmentálódással és az izolálódással. Ezeket nevezük összefoglalóan inszularizációnak (elszigetelődésnek, szigetjelenségnek), melynek időskálája és földrajzi megoszlása különböző. (1. ábra) A természeti értékek veszteségeire védett területek létesítésével reagálunk a maradványok megőrzése érdekében. A természetvédelmi területek száma és összmérete általában növekvő tendenciájú (2. ábra). A hazánkra jellemző, az utóbbi évtizedekben elért mintegy 6 %-os részesedés a fejlett államokéra jellemző értékeknek fele, harmada.

2. ábra. A rezervátumok szám- és területbeli növekedése a Földön.



Az elszigetelődés egyben a habitat heterogenitás csökkenését is jelenti. Különösen a foltszerű elterjedésű, a mikrohabitatok sorozatát igénylő fajok sérülékenyek a habitat mozaikok elvesztése következtében. Az inszularizáció hosszú távú hatásai között érvényesül például az invázió fajok térhódítása,

felszaporodása, vagy a nehézfém koncentráció, a tápanyagszint növekedése. A kicsi populációk izolálódásának ökológiai és genetikai következménye a változékonyság csökkenése, és káros folyamatok jelentkezése: a génkészlet beszűkülése miatt (palacknyak jelenség) a beltenyésztés, a genetikai "sodródás" hatás az "alapító" hatás érvényesülése.

A természetvédelem - a korábban kizárólagosan jellemző rezervátum szemlélet, a csak az unikális értékekre való koncentráció, egy-egy adott állapot fenntartására mindenáron való törekvés után - ma már térben és időben dinamikusan szolgálja a megőrzést. Az élőlények és csoportjaik, közösségeik dinamikus struktúrák részeként változnak, fejlődnek táji, tájképi és történeti összefüggésekben. A legtöbb természetvédelmi terület maradvány. Ha egy maradványt strukturálisan változó környezet övez, akkor benne várhatóan nagyobb a diverzitás. Fontos tevékenység a maradvány populációk folyamatos monitorozása mellett az inszularizáció hatásainak mérséklése - puffer zónák, ökológiai folyosók létesítése.

A hosszútávú programok jelentősége

A természetvédelmi munka elengedhetetlen részét képezik az állapotfelmérések. Az állapotfelmérés azonban nem maradhat kampány jellegű, elszigetelt munka. Csak a térben és időben sorozatban végzett állapotfelmérések adhatnak pontos adatokat, adatsorokat.

A "zavartalanul" fejlődő ökoszisztemák hosszú időtartamú folyamatairól meglepően keveset tudunk. A hosszú időtartamú megfigyelések nélkül ezek nem is tárhatók fel, és nehéz különbséget tenni a természetes folyamatok, valamint a szennyezés vagy más hatások okozta direkt vagy indirekt változások között.

A következő példák világosan szemléltetik a hosszú időtartamú ökológiai vizsgálatokkal végzett monitorozás értékét:

- lassú folyamatok, az emberi élettartamnál rendszerint hosszabbak (pl erdő szukcesszió, gerincesek populáció ciklusa),
- ritka események (tűz, járványok) és következményeik,
- finom folyamatok (az éves variancia nagyobb mint a hosszú időtartamú trend pl. leromló erdő biogeokémiai jelenségei),
- komplex jelenségek (biocönózisok sokrétű kapcsolatrendszere).

Fentiek követése és megértése bizonyos mértékű prognosztizálás keretében "váratlan események" korai jelzését is lehetővé teszi.

Az eredményes monitorozás alapjai

Nagyon fontos a munkában résztvevők számára a biztonságérzet és a végzett munka társadalmi hasznosságának elismertsége.

Nyugodt munkafeltételek biztosíthatók - a jó tervezés, világos célkitűzés, - a folyamatos munka hatékony, összetett támogatása, - a jó koordinálás révén.

Első lépésben elvi, koncepciós terv, majd azt követően kivitelezési terv készül. (3. ábra)

Általános érvényű alapkérdések.

Milyen módszereket használ az adatelemzésre? Hogyan mutatja be az adatokat, az-e a leginformatívabb módja az interpretációnak, megjegyzi-e az olvasó vagy a hallgatóság? Hasznosak-e az adatok és teljesen ki vannak-e értékelve?

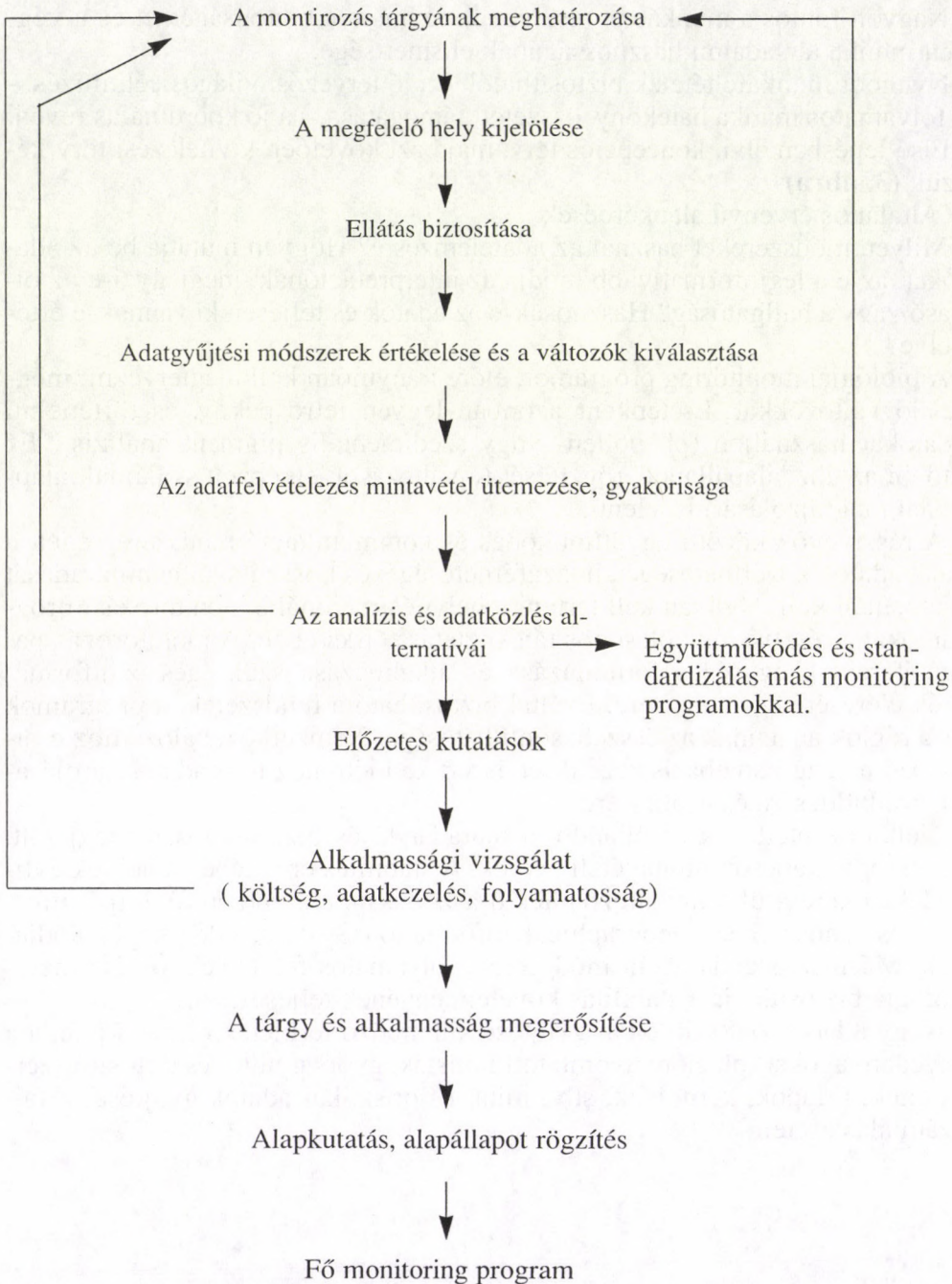
A biológiai monitoring programot, előre irányulóan kell megtervezni, megfelelő változókkal. Esetenként azonban legyen retrospektív, és történelmi adatokat használjon (pl. pollen- vagy szedimentális pigment analízis). Ez utóbbi az ún. "alapállapot" rögzítését (a változások elképzelt skáláinak alaponvonal megrajzolását) is jelenti.

A résztvevők közötti együttműködés és kommunikáció rendszerességét, a saját adatok közérthetőségét, hozzáférhetőségét és hosszútávú fennmaradását biztosítani kell. Nyilván kell tartani a helyi és regionális monitorozási programokat a résztvevők kölcsönös tájékoztatása érdekében. A monitorozás paramétereinek egységes formulázása és alkalmazása szükséges az információk elérésére és analízisére. Ezáltal biztosítható a rendszerek, a programok és a régiók adatainak az összehasonlíthatósága. Nemzetközi hálózathoz csatlakozó nemzeti adatbázis kezelő rendszert kell létrehozni az adatok tárolására, szétküldésére és analízisére.

Nélkülözhetetlenek az állandó, a maradandó és biztonságosan megjelölt, rendszerbe kapcsolt mintavételi helyek. A stabilitás érdekében a helyek évtizedeken keresztül sem változhatnak drasztikusan, célszerűen földrajzi információs rendszerhez (Geographical Information System, GIS) kapcsolódjanak. Másrészt standardizált módszerek, folyamatos felvételek, precíz metodológia biztosíthatja a stabilitás követelményének teljesülését.

Nagy adatkészlet szimultán gyűjtése különböző területekről megkívánja a segédanyagokat (pl. előre nyomtatott fajlisták, gyors gyűjtő- és tartósító szerkezetek, űrlapok, kérdőívek, stb., mint a florisztikai adatok gyűjtése, a fajszámlálás esetén).

3. ábra. Tervminta.



Védett, veszélyeztetett fajok gyűjtése, befogása tudományos célra engedélyhez kötött. A felesleges, értelmetlen pusztítás elkerülése végett célszerű megközelítő módszereket, becslést alkalmazni.

A megfigyelés helye biztosítsa a leghasznosabb adatforrást és reprezentatív legyen.

Monitorozni kell minden olyan területen, amely

- nemzetközi természetvédelmi hálózathoz csatlakozik (pl. MAB, Ramsar Convention),

- gazdag kutatási múlttal rendelkezik,

- erőteljes városi, mezőgazdasági, ipari, közlekedési, stb. hatás alá kerül,

- biztosítani tudja természetes folyamatok hosszútávú tanulmányozását.

E szempontok nem lehetnek kizárólagosak. Monitorozás indokoltságára az élet a legváltozatosabb érveket szüli - pl. devasztált területek (meddőhányók, zagyterek), parlagok biocönózisainak fejlődésének, élőhely rekonstrukciós, revitalizációs munkálatok eredményességének megfigyelése.

A legtöbb ökológiai kutatás 3-4 évig tart. Ezért a hosszútávú kutatás program fejezeit, pontjait felelősséggel, mértéktartóan és kellő határozottsággal kell megállapítani. Ugyanakkor fenn kell tartani a biológiai kutatási objektumok, jelenségek természetéből fakadóan bizonyos változtatások lehetőségét is. A mintavételi egységek mérete és száma a kívánalmak szerint társulásonként változik. A szükséges ismétlésszám megállapítása statisztikai próbával igazolható (kívánt valószínűségi szinten). A mintavétel gyakoriságát elsősorban a szervezetek napi vagy szezonális életciklusai határozzák meg, vagy a monitorozni kívánt környezeti hatás természete.

A monitorozásban használatos biológiai, ökológiai változók és folyamatok a legkülönbözőbbek lehetnek, pl.:

biomassza, borítási terület vagy borítási %, produkció, holt tömeg vagy avar, vegetáció szerkezet, lichenometriai adatok:

fajlista (fajösszetétel), fajgazdagság, faj diverzitás, faj gyakoriság, adott fajt tartalmazó minta %-os aránya, indikátor fajok és ritka fajok előfordulása:

tenológia, térbeli megoszlási mintázat, fajsűrűség, ragadozó-préda relatív gyakoriság:

populáció korosztálymegoszlás, mellmagassági törzsmérő,

szaporodás - bevándorlás - halálozás, méret, növekedési ráta, reprodukzív állapot, virágzó egyedek száma, a kolónia mérete, élő és holt anyag kémiai összetétele, talajszerkezet és összetétel:

szünbotanikai, szünbiológiai jelenségek:

természetességi értékek és indexek, biocönózis (ökoszisztéma) produkciója, anyagforgalmi és energetikai sajátosságai

A biológiai monitorozás általános szabályai

1) Bármely azonnal mérhető változó vagy folyamat értékes lehet az ökoszisztéma változásainak jelzésére.

2) Biztosítani kell a felvételek és a biztonsági másolatok, a permanens kvadrátok vagy transektek megmaradását, és a program leírásának ismertetését.

3) A felvételek megisméltése feltétlenül szükséges, ha nem is szigorúan azonos időintervallumokban.

4) A monitorozást még akkor is rendszeresen ellenőrizni kell, ha megfigyelés éppen nem történik.

5) Az objektumok határozottak és nyitottak legyenek. A rendszeres alapfelvételezésekhez csatlakozzanak kiegészítő esetek, amelyek később hasznosak lehetnek.

6) Jól felvételezett egyszerű változók és folyamatok sokkal értékesebbek, mint gyéren felvételezett komplex társaik. Jobb valamit megfigyelni, mint semmit.

7) Jellemző felvételeket és ismétléseket kell végezni.

8) A rendszeres elemzést és értékelést a monitorozás korai szakaszában el kell kezdeni. Ezek a jelentések ugyanakkor emlékeztetőként is szolgálnak.

A Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozása

A monitorozás indoka

A Kis-Balaton természetvédelmi célú biológiai monitorozása a természetvédelmi és a vízügyi hatóság között 1992 júniusában kötött megállapodás eredményeként indult meg. Elkészült a Balaton tápanyagterhelésének csökkentése érdekében a "Kis-Balaton Víztisztítási Rendszer" (KBVR) úgynevezett második ütemének műszaki létesítése, és megkezdődött az elárasztás, amely tulajdonképpen a tó ősi öblének feltöltődésével, szabályozásával keletkezett Kis-Balatonra érinti.

E fontos beruházást azonban nem előzte meg környezeti hatástanulmány. Így az 1992 őszi 16 km²-es elárasztás (a második ütem első szakasza) modellkísérletnek is tekinthető nagy fontosságú vizimadár élőhelyen (költő-, szállás- és vonulóhely), amely a nemzetközi vadvízvédelmi hálózat tagja (Ramsari Szerződés).

A Kis-Balaton 1955 óta 1403 ha-os természetvédelmi terület. Ez képezi ma a 14745,3 ha területű, 1986-ban létesült tájvédelmi körzet fokozottan védett magterületét.

Amellett, hogy a Balaton vízminőségét javító vízügyi beruházás részévé vált, a tervek szerint a Balaton-felvidék Nemzeti Parkhoz fog csatlakozni, melynek tanulmányterv szintű előkészítése 1994-ben megvalósult. Az elárasztást, a hely történelmi múltját és méreteit tekintve, nemzetközileg is pártját ritkító mocsár rekonstrukciónak szánják. A természet- és a környezetvédelem szempontjai azonban nem mindig azonosak.

A Kis-Balaton olyan "szentély típusú", elsősorban madárvédelmi terület, mely egyúttal élőlényközösségeit és tájszerkezetét tekintve tipikus kárpát-medencei élőhely, ahol nagy természeti értékű és degradálódó területeken az abiotikus környezet leromlása, a területhasználati mód megváltozása, agresszív fajok inváziója, izolálódás okozta elszegényedés (sziget-hatás), védelmi célú pótlólagos beavatkozások tapasztalhatók. Gazdag kutatási előzményekkel (elsősorban ornithológiai, vegetációs és anyagforgalmi) rendelkezik, továbbá olyan változásokon ment keresztül (feltöltődés, részleges kiszáradás, csatornázás) és olyanok előtt áll (elárasztás), amelyek természetvédelmi célú biológiai monitor rendszer létrehozását indokolják.

A monitorozás a kisbalatoni kutatások rendszerében

A kutatási feladatok az alábbiak:

I. Folyamatfeltáró vizsgálatok

Huminanyagok vizsgálata a Kis-Balaton II. ütemében (MTA BLKI, Tihany)
A talaj szerepe a Kis-Balaton II. ütem foszforforgalmában (MTA BLKI, Tihany)

A fitoplankton, perifiton, makrofitonok és a mész kiválás szerepe a foszfor eltávolításában a Kis-Balaton II. ütem vizéből (MTA BLKI, Tihany)

A fitoplankton, az élőbevonat, a hínárok fotoszintézise és szerepük a Kis-Balaton II. ütem oxigénháztartásában (MTA BLKI)

A bakteriális produkció és az oxigénfogyasztás vizsgálata a Kis-Balaton II. ütem vizében és üledékében (MTA BLKI, Tihany)

A Kis-Balaton II. ütem N-, C-, S-forgalmának I. félévi vizsgálata (KDTVIZIG, Székesfehérvár)

A Kis-Balaton II. ütem N-forgalmának II. félévi vizsgálata, valamint algatoxin kimutatása (KDTVIZIG, Székesfehérvár)

A Kis-Balaton II. ütem C-, S-forgalmának II. félévi vizsgálata, valamint algatoxin kimutatás (KDTVIZIG)

II. Természetvédelmi biomonitoring kiépítése

(OTVH KDTTVIG Veszprém - PATE Georgikon Kar Növényteni Tanszék Keszthely koordinálásában)

Bakteriológiai, cyanobakteriológiai és algológiai felmérések
A biotekton vizsgálata - elsősorban a makrofiton élőbevonata
Lágyszárú makrofitonok vizsgálata (mohák, harasztok is)
Bokorfüzesek, fűzligetek, egyéb erdőtársulások
Makrofitonok zuzmóflórája és mikroszkópikus gombái
Kerekesférgek, planktonrákok, víziatkák és örvényférgek
Élősködő férgek és lárváik
Szitakötők, kérészek, álkérészek
Szúnyogok, árvaszúnyogok
Vízi, vízparti bogarak, különösen molnártkák és poloskák
Puhatestűek, halak, kétéltűek, hüllők, madarak, emlősök

III. Hidroökológiai monitoring kiépítését megalapozó vizsgálatok (MYUVIZIG-KÜM koordinálásában)

Vízminőségi vizsgálatok (KÜM, Keszthely)
Talaj- és üledékkémiai vizsgálatok (KÜM, Keszthely)
Növénykémiai vizsgálatok (KÜM, Keszthely)
Vegetációtérképezés (KÜM-FÖMI, Budapest)
Halak táplálkozási kapcsolatainak vizsgálata (VITUKI, Budapest)
Chironomida-fajok vizsgálata
Zooplankton biomassa vizsgálatok
Fitoplankton biomassa vizsgálatok

A kis-balatoni természetvédelmi monitorozás megvalósulása

A Kis-Balaton Természetvédelmi Biológiai Monitor program megszervezése 1993. július 5-én kezdődött meg, biológusok és ökológusok bevonásával. A koordinációt a PATE Georgikon Mezőgazdaságtudományi Kar Növényteni és Növényélettani Tanszéke végezte.

A kutatók részéről az eddigi, korábbi, a biológiai monitorozáshoz szükséges alapállapot felmérést szolgáló tudományos tevékenységükről szóló részletes tanulmány határideje november 15-e volt. Ez volt a természetvédelmi biológiai monitorozási program eddigi legnehezebb szakasza: viszonylag rövid idő alatt kellett az alapállapot felmérést biztosítani, miközben már a Kis-Balaton (a II. ütem) elárasztása megkezdődött az első lépcsőben. Ezért volt szükséges a területet legjobban ismerő, régóta ott dolgozó, kiváló szakembereket felkérni. November 22-én Veszprémben tartott ülésen fogalmazódtak meg a konkrét javaslatok a következő évek tevékenységére, az indikátor élőlények, élőlénycsoportok kijelölésére.

1994 február 7-én Veszprémben koordinátori értekezleten szűkebb körben elemezték a munka eredményességét. Március 18-án az időközben elkészült és átadott kis-balatoni Vönöczky Schenk Jakab kutatóházban az aktualitások megtárgyalása után a létrehozott, később felszereléssel, többek között számítógépes rendszerrel bővülő épület megtekintése és terepmunka következett.

A biomonitorozás végleges szakmai elvárásai, és a közreműködők köre 1994. március 3-án kelt körlevélben fogalmazódtak meg.

A biomonitoring célja a Kis-Balaton Víztisztítási Rendszer II. ütemének területén:

- a meglévő természeti értékek "0" állapot (elárasztás előtti) felvétele,
- figyelemmel kísérni a lejátszódó folyamatokat, kiválasztani a változást indikáló fajokat, társulásokat,
- az elárasztás hatására várható jelenségek prognosztizálása,
- a szükséges természetvédelmi beavatkozások megállapítása.

A kutatás keretén belül elvégzendő feladatok

- kötelező mintavételi pontok (témakörönként részletezve),
- élőlénycsoporttól függő rendszeres mintavétel,
- kutatási napló vezetése (fenékpusztai kutatóházban, kutatási napok, gyűjtési időpontok, stb.),
- folyó évi kutatási előrehaladási jelentés leadása július 15-ig,
- 10 perces előadás tartása a témáról (előreláthatóan 1994 augusztus-szeptemberében),
- kutatási éves jelentés leadása 1994 november 25-ig (intézmények), illetve november 15-ig (egyéni),
- későbbiek során átadásra kerülő országos biomonitoringhoz kapcsolódó adatbázis feltöltése.

Választható kötelező mintavételi pontok:

1. Zalavári-víz (nyílt víz, hínártársulás)
2. az 1-es kezelőtöltés vége (nádas)
3. a 2-es terelőtöltés vége (polikormon megjelenési formájú társulás-mozaik)
4. Máriaasszony-sziget (nádas-gyékényes)
5. Főnyed térsége (posványásos)
6. Zimány - zombéksásos- töltéstől Északra töltéstől Délre
7. Ingói-csatorna és környéke
8. Marótvölgyi-csatorna környéke
9. Vörsi-víz (nyílt víz, hínártársulás)

A kötelező minimális mintavételi pontok száma: 6.

A kötelező minimális ismétlésszám: 5.

A mintavételi helyek egy része a beruházás területén kívül van, a többi a részben elárasztott, valamint a még el nem árasztott területeket reprezentálja.

A Kis-Balaton természetvédelmi biológiai monitorozásának eddigi tapasztalatai

A Kis-Balaton, mint a vízminőségjavító rendszer tagja, töltésekkel körülzárt terület. A vizes, nedves területek fognak sokasodni. Az üzemi elárasztás korábban kiszáradott, emiatt kotusodó, mocsarasodó síklápot, megfeneklett ingólápokat, eu- és hipertrofizálódott víztesteket, egyes szigeteket, tehát leromló, de változatos termőhelyi adottságokkal rendelkező területet fog érinteni. Az üzemelés kezdetén két elárasztási sokk következett be, a természetes, önszabályozású fejlődés megszűnt.

1994-es kutatási témák a Kisbalaton Természetvédelmi Biológiai Monitorozás programban:

Kutatási téma	név
Algológiai kutatások	Németh József
Lágyszárú makrofitonok	Szabó István, Szeglet Péter
Bokorfüzesek, fűzligetek, egyéb erdők	Németh Cecilia
Makrofitonok mikroszkópikus gombái	Fischl Géza
Rákok, viziatkák, örvényférgek, csigák	Ponyi Jenő, P. Zánkai Nóra
Kerekesférgek	V. Zsuga Katalin
Tegzesek	Uherkovich Ákos
Szítakötők	Ambrus András
Árvaszúnyogok	Szító András
Csipőszúnyogok	Tóth Sándor
Borsókagylók	Petró Ede
Makroszkópikus gerinctelenek	Csányi Béla
Halak	Bíró Péter, Varanka István, Paulovics Gábor
Élősködő férgek és lárváik, lepkék, hüllők, emlősök	Mészáros Ferenc, Peregovics László
Kétéltűek	Kovács Tibor
Madarak	MME Zala megyei helyi csoport

Az algológiai alapállapotot irodalmi áttekintés és empirikus adatok alapján 269 algataxon, közöttük a Vörsi-vízben egy ritka Pennales kovamoszat faj reprezentálja.

A makrofiton állományok esetében szembevető az elárasztás hatására helyenként a nádasok, de elsősorban a borítás alá került zombéksás rétek kipusztulása nagy felületen. A lágyszárú társulások, a fűzbozótok, ligetek, ültetvények területi és fajkompozíció felvétele megtörtént. Általános tendencia a degradálódást jelző és az invázív fajok felszaporodása.

Mikológia vizsgálatok élő anyagon és aratott nádkévéken folytak. Az *Ustilago grandis* helyenkénti felszaporodása már egészségügyi gondot jelenthet. Rozsdagombák hiperparazitáinak megfigyelése hazánkra nézve új eredmény. A fertőzöttségi index fordítottan arányos a nád növekedési erélyével.

Magyarországra nézve egy új Ostracoda és egy új Hydracarina faj került elő. Általánosak az erősen mocsaras termőhelyekre jellemző taxonok. Számos ritka faj is van.

A viziatkák fajszáma csökken, egy euryök faj dominanciája alakult ki, Balatonnal közös fajuk nincs; további korcsoport összetétel, ivararány és szezonális adatok vannak.

A kerekeshérgék faj/egyed diverzitás alakulása a területnek 1994 során az élővilágra nézve előnytelen, nyári időszakban anaerob irányú megváltozást jelzi. A planktonikus és szesszilis élőlények egyaránt környezetállapot romlást mutatnak. Sok ritka, új faj került elő.

A tegzesek faj/egyed megoszlása hasonló az 1988-as KBVR 1. adatokhoz. Három domináns faj adja a minta 77 %-át, melyek euryök és halastavi fajok. A fajszám mérsékelt emelkedése várható.

Az árvaszúnyogok között egy, márciusban rajzó faj dominanciája jellemző egész évben.

A magyarországi 44 csípőszúnyog fajnak csaknem a fele, és egy, csak az irodalomból ismert faj jellemző a Kis-Balatonra. Hazánkban egyedüli arányban a minta 80 %-a egy, a vízi, mocsári növények gyökér oxigén ellátására utalt fajhoz tartozik. A fajösszetétel erősen elmocsarasodó állapotot jelez. A szezonálisan fluktuáló vízszint kedvezőtlen.

A Kis-Balaton 21 szitakötő fajából sajnos egy eltűnt (*Leucorhynia pectoralis*), az *Aeschna viridis* már csak a Vörsi-vízben van, a Zalavári-vízen nincs szitakötő. A déli részek apró víztestjein nem volt regresszió, védelmük a fajgazdagság szempontjából fontos.

A lepkék között mocsári fajok, sztyeppe elemek és színező elemek a jellemzőek.

A makroszkópikus vízi gerinctelenek között egy ritka pióca faj került elő, valamint a Zala torkolati szakaszáról kiveszett egy ritka, oxigénigényes folyami csiga. A magyaródi vízfelületen a gyors átfolyás kialakítása megszüntette a ritka fajokat.

A 13 halfaj csökkenő fajszámot és csökkenő faj/egyed diverzitást mutat. Progresszív a razbóra és az ezüstkárász, regresszív a jász. A viszonylag magas téli vízállás és a nyári oxigénhiány nagyon megbolygatta az eddigi közösségeket.

A kétéltűek közül a kecskebéka tömeges, a barna varangy megfogyatkozott, a zöld varangy a kiveszés határán van. A nádkéve lerakatok párás menedéket biztosítanak a gőték számára.

A madár és emlős faunaisztikai vizsgálatok értékelése folyamatban van.

Összegzésként megállapítható, hogy a kis-balatoni természetvédelmi biológiai monitorozás az alapállapot felméréséhez, az alapkutatások befejezéséhez közel áll, és jelentősen előrelépett elvi, módszertani, végrehajtási kérdésekben és adatgyűjtésben az összehasonlító elemzések érdekében. A következtetésekben tartózkodónak kell lenni.

Irodalom:

Juhász-Nagy P. 1993: Az eltűnő sokféleség (A bioszféra-kutatás egy központi kérdése). Scientia, Budapest.

Pielou, E.C. (1969): An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley-Interscience. New York.

Podani, J. (1980): SYN-TAX: Számítógépes programcsomag ökológiai, cönológiai, és taxonómiai osztályzások végrehajtására. Abstracta Botanica 6: 1-158

Podani, J. (1988): SYN-TAX III. User's Manual. Abstracta Botanica 12 (suppl. 1.): 1-183.

Salánki, J. (ed) 1986: Biological monitoring of the state of the environment. Bioindicators. IRL Press, Oxford

Salánki, J. 1989: New avenues in the biological indication of environmental pollution. Acta Biol. A.S.H. 40. 229-238.

Spellerberg, I.F. 1989: Ecological Evaluation for Conservation. Studies in Biology 133. E. Arnold, London

Spellerberg, J.F. 1991: Monitoring Ecological Change. University Press, Cambridge

