DUNA ÉS EGYÉB FELSZÍNI VIZEK ÁLLAPOTA

Tartalomjegyzék

7 DUNA ÉS EGYÉB FELSZÍNI VIZEK ÁLLAPOTA 7

7.1 A vizsgálat céljának és terjedelmének megalapozása 7

7.1.1 A vizsgálatok célja 7

7.1.2 A vizsgálatok terjedelme 7

7.2 A vizsgálati területek lehatárolása 8

7.2.1 Duna 8

7.2.2 Állóvizek 9

7.3 A környezeti jellemzők bemutatása 11

7.3.1 Duna 11

7.3.2 Faddi-Holt-Duna 11

7.3.3 Kondor-tó 12

7.3.4 Horgász-tó 12

7.4 Jogszabályi háttér 12

7.5 Alapadat források, előírások, szabályozások 13

7.5.1 MVM Lévai Projekt által átadott dokumentációk 13

7.5.2 Hivatalos statisztikák, adattárak 14

7.5.3 Légifelvételek, térképek 14

7.5.4 Szoftverek 14

7.5.5 Szabványok 15

7.5.6 Akkreditációk 19

7.6 A rendelkezésre álló adatok, információk kritikai feldolgozása, értékelése 19

7.6.1 Az alapadatok forrása 19

7.6.2 A felhasznált alapadatok áttekintése 23

7.6.3 Duna 34

7.6.3.1 Fizikai-kémiai jellemzők 34

7.6.3.1.1 Törzshálózati mérések eredmények – 1979-2004 34

7.6.3.1.2 Hidegvíz csatorna előtti Duna szelvény és a hidegvíz csatorna - 1992-1996 43

7.6.3.1.3 Paks – Mohács - 1999-2003 43

7.6.3.1.4 Duna vízhőmérséklete 46

7.6.3.1.5 A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata 51

7.6.3.1.6 A Víz Keretirányelv elvárásainak megfelelő monitoring vizsgálatok - 2009-2010 57

7.6.3.1.7 A felszíni vizek vizsgálati eredményei 1979-2004 59

7.6.3.1.8 Összefoglalás, a Duna vízminősége 1979-2004. között 63

7.6.3.2 Fitoplankton vizsgálatok 1999-2011 65

7.6.3.3 Fitobenton vizsgálatok 2006-2011 67

7.6.3.4 Makrofita vizsgálatok 68

7.6.3.5 Makrozoobenton vizsgálatok 69

7.6.3.6 Halfauna vizsgálatok 71

7.6.4 Kondor tó 75

7.6.4.1 Fizikai-kémiai jellemzők 75

7.6.4.2 Fitoplankton 2004-2011 75

7.6.4.3 Fitobenton, Makrofita, Makrozoobenton 76

7.6.4.4 Halak 76

7.6.5 Horgásztavak 76

7.6.5.1 Fizikai-kémiai jellemzők 76

7.6.5.2 Fitoplankton 87

7.6.5.3 Fitobenton, Makrofita ... 90
7.6.5.4 Makrofita ... 90
7.6.5.5 Makrozoobenton ... 90
7.6.5.6 Halak ... 91
7.6.6 Faddi-Holt-Duna ... 92
7.6.6.1 Fizikai-kémiai jellemzők ... 92
7.6.6.2 Fitoplankton ... 95
7.6.6.3 Fitobenton ... 96
7.6.6.4 Makrofita ... 97
7.6.6.5 Makrozoobenton ... 97
7.6.6.6 Halak ... 97
7.7 A szakterületi vizsgálat és értékelés módszertana ... 98
7.7.1 A módszertanra vonatkozó előírások áttekintése ... 98
7.7.1.1 Módszertani szakirodalom ... 98
7.7.1.2 Egyedi jegyzőkönyvek és útmutatók ... 100
7.7.2 Az alkalmazott módszertan leírása ... 100
7.7.2.1 Fitoplankton ... 100
7.7.2.2 Fitobenton ... 103
7.7.2.3 Makrofita ... 104
7.7.2.4 Makrozoobenton ... 112
7.7.2.5 Halközösség ... 114
7.8 A szakterületi vizsgálati programok összehangolása ... 116
7.9 A Duna és egyéb felszíni vizek jellemzése szakterület vizsgálati programja ... 117
7.9.1 A tervezett mintavételek, mérések, vizsgálatok ... 117
7.9.1.1 Duna ... 117
7.9.1.2 Állóvizek ... 120
7.9.2 A mintavételek, viszgálatok végrehajtása ... 123
7.9.2.1 Víz fizikai-kémiai jellemzői ... 123
7.9.3 Műszaki ellenőrzés ... 126
7.10 Értékelések ... 126
7.10.1 Elfogadhatósági kritériumok ... 126
7.11 Dokumentálás, jelentéskészítés ... 126
7.11.1 Alapadatok dokumentálása ... 126
7.11.2 Mintavételek, vizsgálatok dokumentálása ... 126
7.11.3 Az értékelés folyamatának dokumentálása ... 127
7.11.4 Az eredmények összefoglalása ... 127
7.12 A Duna és egyéb állóvizek jellemzése vizsgálati program időbelisége (ütemterv) ... 128

Ábrajegyzék

7.2.1—1. ábra A vizsgálati terület a Duna paksi szakaszán ... 8
7.2.2—1. ábra A vizsgálati terület a Faddi-Holt-Duna holtágon ... 9
7.2.2—2. ábra Horgász-tó ... 10
7.6.2—1. ábra Dunai vízállások változása 2006-2011. év között ... 27
7.6.2—2. ábra Duna vízhozam és vízhőmérséklet változása 2006-2011. év között ... 28
7.6.2—3. ábra Hideg és Melegvíz csatornák vízhőmérséklet változása ... 29
7.6.2—4. ábra Dunai vízmérce kapcsolat vizsgálat 2006-2011. év között ... 30
7.6.2—5. ábra A Duna felszíngörbe esésének vizsgálata a vízállás változások függvényében ... 31
7.6.2—6. ábra Kisvízszint mérések a Dunaföldvár PAE Duna szakaszon ... 33
7.6.3—1. ábra Oldott oxigén éves 90 %-os tartósságú értékei (1979-2004) ... 35
7.6.3—2. ábra Az oldott oxigéntartalom változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 37
7.6.3—3. ábra Az oxigén telítettség változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 37
7.6.3—4. ábra A BOI_5 tartalom változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 38
7.6.3—5. ábra A KOICr koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 38
7.6.3—6. ábra A KOIps koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 39
7.6.3—7. ábra A BOI/KOIps arányok változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1975-2003. között ... 39
7.6.3—8. ábra Az ammónium-nitrogén koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 40
7.6.3—9. ábra A nitrát koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 41
7.6.3—10. ábra Az orto-foszfát koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 41
7.6.3—11. ábra A fajlagos elektromos vezetőképesség változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 42
7.6.3—12. ábra A pH változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között ... 43
7.6.3—13. ábra A paksi Dunavíz hőmérsékletek 1990-2004 között ... 47
7.6.3—14. ábra A Duna felszíni hőképe a 2003. február 13-i légifelvételezés alapján ... 50
7.6.5—1. ábra Archív adatok mintavételi helyei a Horgásztavaknál és a Kondor-tónál ... 77
7.6.6—1. ábra Archív adatok mintavételi helyei a Faddi –Holt Dunán ... 94
7.7.2—1. ábra Mintavételi transzekt kijelölése kisvízfolyások mentén ... 107
7.7.2—2. ábra Mintavételi transzekt kijelölése kisvízfolyások mentén ... 108
7.7.2—3. ábra Mintavételi transzekt kijelölése homogén nádassal körül vett halastó esetén ... 109
7.7.2—4. ábra Mintavételi transzekt kijelölése ... 109
7.9.2—1. ábra Dunai vizsgálati helyek – Melegvíz csatorna és Uszod között ... 124
7.9.2—2. ábra Dunai vizsgálati helyek – Gerjen ... 125

Táblázatjegyzék

7.6.3.1-1. táblázat A 2012. január 23-i mérések hidrológiai adatai ... 32
7.6.3.1-2. táblázat Vízszínt esések a Dunaföldvár–Paks Duna-szakaszon (cm/km) ... 32
7.6.3.1-1. táblázat Trendek a növényi tápanyagok mutatóiban a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán ... 40
7.6.3.1-2. táblázat Trendek a vízminőség egyéb paramétereiben a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán ... 42
7.6.3.1-3. táblázat Az MSZ 12749:1993 szabványban megadott vízminőségi határértékek és színjelölésük – A és B csoport ... 57
7.6.3.1-4. táblázat Az MSZ 12749:1993 szabványban megadott vízminőségi határértékek és színjelölésük – D és E csoport ... 58
7.6.3.1-5. táblázat Határértékek és alkalmazott kémiai eljárások ... 58
7.6.3.5-1. táblázatA PA 3 km-es körzetének faunisztikai felmérése ... 71
7.6.3.6-1. táblázat Duna 1520-1564 fkm közötti szakasza halászatilag hasznosított halfajainak ... 75
7.6.5.1-1. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2005.03.21. ... 78
7.6.5.1-2. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.03.21. ... 78
7.6.5.1-3. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2005.04.18. ... 78
7.6.5.1-4. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.04.18. ... 79
7.6.5.1-5. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2005.05.21. ... 79
7.6.5.1-6. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.06.06. ... 79
7.6.5.1-7. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.06.06. ... 80
7.6.5.1-8. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.03.05. ... 81
7.6.5.1-9. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.03.05. ... 81
7.6.5.1-10. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.04.16. ... 81
7.6.5.1-11. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.04.16. ... 82
7.6.5.1-12. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.05. 17. ... 82
7.6.5.1-13. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.05. 17. ... 82
7.6.5.1-14. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.06.19. ... 83
7.6.5.1-15. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.06.19. ... 83
7.6.5.1-16. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.07.11. ... 84
7.6.5.1-17. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.07.11. ... 84
7.6.5.1-18. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.08.08. ... 84
7.6.5.1-19. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.08.08. ... 85
7.6.5.1-20. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.09.04. ... 85
7.6.5.1-21. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.09.04. ... 85
7.6.5.1-22. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.10.08. ... 86
7.6.5.1-23. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.10.08. ... 86
7.6.5.2-1. táblázat A fitoplankton biomasszája és összetétele, Paksi 6. sz. halastó, 2002. október 17. ... 87
7.6.5.2-2. táblázat A fitoplankton biomasszája és összetétele, 2003. március 10. ... 89
7.6.5.5-1. táblázat A Makrozoobenton adatok a HÍorgásztavak területéről ... 91
7.6.6.6-1. táblázat A Faddi-Holt Duna telepítési adatai (kg) ... 97
7.6.6.6-2. táblázat A Faddi-Holt Duna fogási adatai (kg) ... 97
7.7.2.3-1. táblázat A minősítési határértékek alföldi folyók esetén ... 111
7.7.2.3-2. táblázat A minősítési határértékek szikes tavak esetén ... 111
7.7.2.3-3. táblázat A minősítési határértékek sekély tavak esetén ... 111
7.7.2.3-4. táblázat A minősítési határértékek mély tározók esetén ... 112
7.9.2.1-1. táblázat Dunai vizsgálati pontok – 2012 ... 123

Rövidítésjegyzék

MVM	Magyar Villamos Művek Zrt.
ERBE	MVM ERBE Zrt.
KHTV	Környezeti hatásvizsgálat
KHT	Környezeti hatástanulmány
EKp	Egységes keretprogram
MKD	Módszertani és kritérium dokumentum
PSZB	Projekt Szakmai Bizottság
VBJ	Végleges Biztonsági Jelentés
OAH NBF	Országos Atomenergia Hivatal Nukleáris Biztonságtechnikai Felügyelet
OAH NBI	Országos Atomenergia Hivatal Nukleáris Biztonsági Igazgatósága
OTrT	Országos Területrendezési Terv
FÖMI	Földmérési és Távérzékelési Intézet
OMSz	Országos Meteorológiai Szolgálat
NAT	Nemzeti Akkreditáló Testület
VIZIG	Vízügyi Igazgatóság
KTVF	Környezetvédelmi, természetvédelmi és vízügyi felügyelőség
ÁNTSZ	Állami Népegészségügyi Szolgálat
ATOMKI	A Magyar Tudományos Akadémia Atommagkutató Intézete
PA	Paksi Atomerőmű Zrt.
VITUKI	VITUKI Nonprofit Kft.
BME	Budapesti Műszaki és Gazdaságtudományi Egyetem
HÉSZ	Helyi Építési Szabályzat
MTA	Magyar Tudományos Akadémia
EOV	Egységes Országos Vetület
EU	Európai Unió
EGK	Egyesült Gazdasági Közösség
GPS	Global Positioning System
TVK	Természetvédelmi Érték Kategóriák
SBT	Szociális Magatartási Típusok
Val	Természetességi Értékszámok
DDNPI	Duna-Dráva Nemzeti Park
Á-NÉR	Általános Nemzeti Élőhely-osztályozási Rendszer
NBmR	Nemzeti Biodiverzitás monitorozó Rendszer
KSH	Központi Statisztikai Hivatal
EME	elektromos mintavételi eszköz
EQI_{HRF}	Ecological Qualti Index of Hungarian Riverine Fishes a hazai vízfolyásokra kidolgozott multimetrikus, EQR alapú halközösségek alapján ökológiai minősítő rendszer
PAHE	Paksi Atomerőmű Horgász Egyesület
FSHE	Fadii Sporthorgász Egyesület
MgSZH	Mezőgazdasági Szakigazgatási Hivatal
DDKTVF	DélDunántúli Környezetvédelmi, Természetvédelmi és Vízügyi Felügyelőség
VM	Vidékfejlesztési Minisztérium
KvVM	Környezetvédelmi és Vízügyi Minisztérium
EQR	Ecological Quality Ratio
KÖQ	közepes vízhozam
LKV	legkisebb vízszint
LNV	legnagyobb vízszint
NBmR	Nemzeti Biodiverzitás Monitorozó Rendszer
MZB	makrozoobenton
MVG	makroszkópikus vízi gerinctelen
MMCP	Magyar Makrozoobenton Család Pontrendszer a bentonban élő makroszkopikus
QBAP	típus specifikus karakterfaj elemzésen alapuló EQR jellegű minősítő rendszer
TÁP	taxononkénti átlagos pontszám, a bináris makrozoobenton adatokon alapuló biológiai vízminősítés során használható minősítés
VKI	Víz Kertirányelv
MTTM	Magyar Természettudomány Múzeum

7 DUNA ÉS EGYÉB FELSZÍNI VIZEK ÁLLAPOTA

A Duna és egyéb felszíni vizek állapota című alprogramot a *Kék Csermely Kft* dolgozza ki.

A víz mintavételeket és azok vízkémiai laboratóriumi vizsgálatát, elemzését a *Bálint Analitika Kft.* végzi.

7.1 A VIZSGÁLAT CÉLJÁNAK ÉS TERJEDELMÉNEK MEGALAPOZÁSA

A Duna és egyéb felszíni vizek állapota jellemzésének célja a telephely és környezetének környezeti állapotát, illetve a későbbi hatásfolyamatokat befolyásoló jellemzőinek meghatározása:

- a fennálló állapot értékeléséhez,
- a létesítmény környezeti hatásai értékelésének megalapozásához.

A szakterületi alprogram az alábbi alprogramokkal van szoros kapcsolatban:

- ✓ a földtani közeg bemutatása és jellemzése
- ✓ felszín alatti vízi környezet bemutatása és jellemzése
- ✓ a telephely és környezetének hidrológiai jellemzése
- ✓ Duna medrének és partfalának állapota
- ✓ Biomonitoring vizsgálatok elvégzése

7.1.1 A VIZSGÁLATOK CÉLJA

A Duna és egyéb felszíni vizek állapotára vonatkozó biológiai, fizikai-kémiai és kémiai jellemzők értékelése.

7.1.2 A VIZSGÁLATOK TERJEDELME

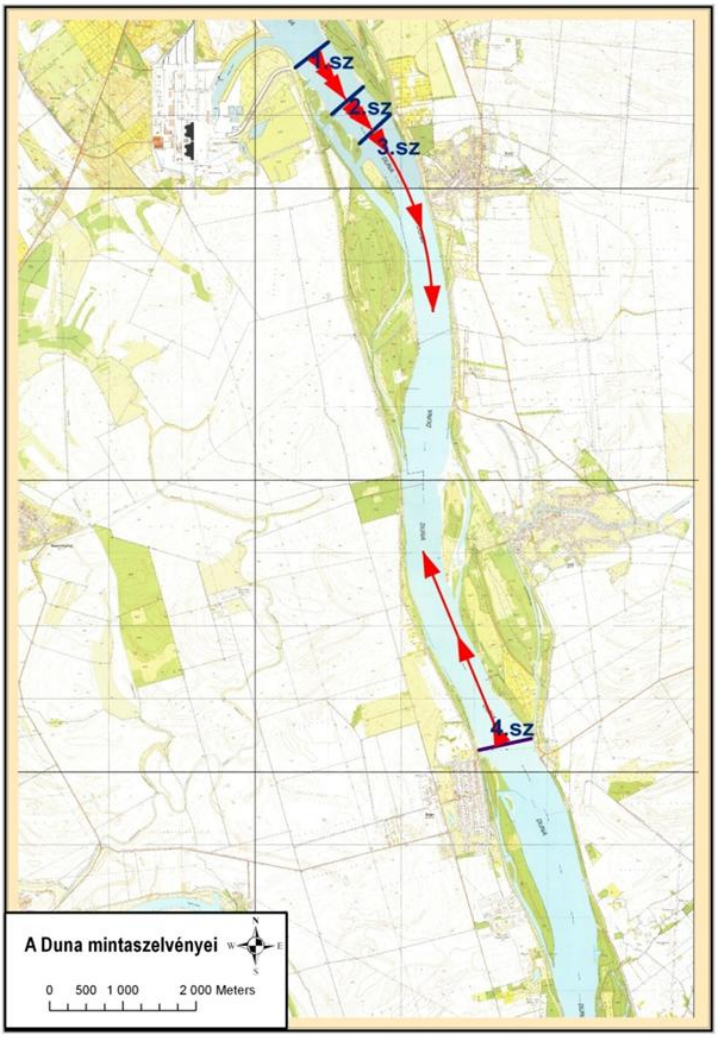
- ❖ Dunaföldvár-Hercegszántó (kb.1560–1434 fkm) közötti Duna-szakasz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai valamint az egyes élőlény csoportok (fitoplankton, makrofita, fitobenton, makrozoobenton, halak) archív monitoring adatainak összegyűjtése a törzshálózati mintavételi pontok eredményei alapján (2006-ig); a VKI monitoring eredményei alapján (2007-től), valamint a PA üzemidő hosszabbítása környezetvédelmi engedélyezése során végzett vizsgálatok eredményei alapján. Az adatok adatbázisba rendezése.
- ❖ A telephely környezetében lévő állóvizek (Kondor-tó, Horgász-tó és Faddi-Holt-Duna) korábbi fizikai, kémiai és biológiai mérési eredményeinek összegyűjtése. Az adatok adatbázisba rendezése és a víz állapotának értékelése, a hosszú távú tendenciák jellemzésének, értékelésének elvégzése.
- ❖ Fizikai, kémiai vizsgálatok, valamint a biológiai elemek hidrobiológiai vizsgálata a Duna folyam főmedrének 4 szelvényében, valamint a telephely környezetében lévő állóvizek közül a Kondor-tó, Horgász-tó és Faddi-Holt-Duna területén.
- ❖ Az archív és a gyűjtött (mért) fizikai, kémiai és biológiai elemekre vonatkozó adatok alapján a Duna Dunaföldvár-Hercegszántó közötti szelvényére a VKI szempontrendszerének megfelelő ökológiai állapotértékelés és ökológiai vízminősítés elkészítése biológiai elemenként, valamint összevontan a fizikai-kémiai és hidromorfológiai eredményekkel.
- ❖ A gyűjtött és mért adatok alapján az állóvizek (Kondor-tó, Horgász-tó és Faddi-Holt-Duna) ökológiai állapotértékelése.

7.2 A VIZSGÁLATI TERÜLETEK LEHATÁROLÁSA

Dunaföldvár-Hercegszántó (kb.1560–1434 fkm) közötti Duna-szakasz, valamint a Kondor-tó, Horgász-tó, Faddi-Holt Duna.

7.2.1 DUNA

A projekt keretén belül a vizsgálati terület a Duna paksi szakasza a PA Zrt. melegvíz kifolyója – Gerjen komp között, az alábbi 4 szelvényben.



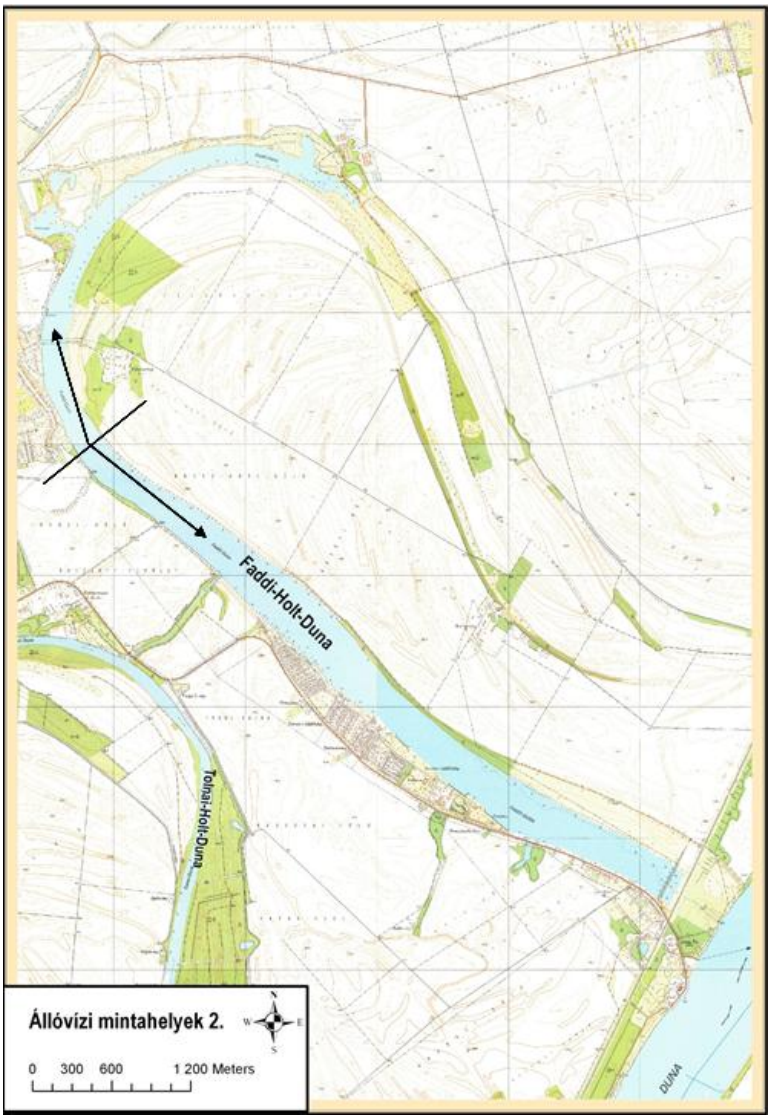
7.2.1—1. ábra A vizsgálati terület a Duna paksi szakaszán

(1) 1526,3 fkm melegvíz csatorna torkolati szelvény;
(2) 1525,5 fkm nagy sarkantyú;
(3) 1525,0 fkm Úszód;
(4) 1516,0 fkm Gerjen-Foktő

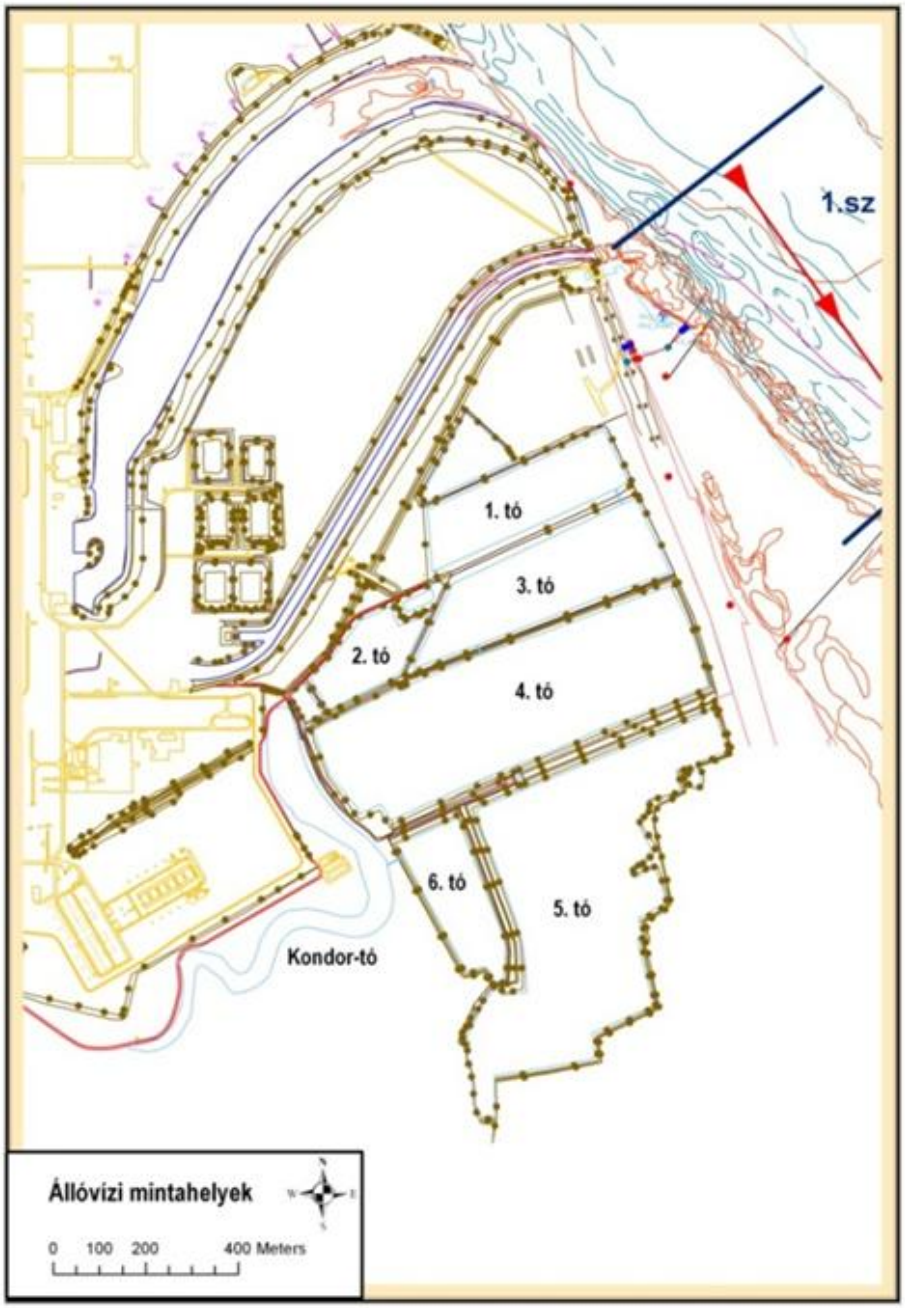
7.2.2 ÁLLÓVIZEK

A projekt keretén belül vizsgálandó állóvizek a Faddi-Holt-Duna 2 szelvényben, a Kondor-tó 1 szelvényben, valamint a Horgász-tó lecsapoló csatornájának egy szelvénye.

A *Faddi-Holt-Dunát* két szelvényben vizsgáljuk. Az egyik szelvény Faddtól északra, a másik pedig Faddtól délre található víztér szakasz. Mindkét szakaszon a mintavételi ejárásoknak megfelelően az élőhelyek környezeti adottságait megfelelő módon reprezentáló mintaegység kerül kijelölésre.



7.2.2—1. ábra A vizsgálati terület a Faddi-Holt-Duna holtágon



7.2.2—2. ábra Horgász-tó

A tavak részben halastavi (1, 2, 3), részben horgászati (4, 5, 6) célú hasznosításúak. Mivel a terület – legalább részben – halastavi technológiával hasznosított, a szerződésben vállalt vizsgálatokat, figyelembe véve a 220/2004 Korm. rendelet vonatkozó paragrafusait, valamint a szakmai racionalitást, a tavak lecsapoló csatornájának egy szelvényében végezzük el. Ez alól a makrofita állomány felmérése kivétel, amely esetben a teljes vízterület VKI szempontú felmérése megtörténik.

7.3 A KÖRNYEZETI JELLEMZŐK BEMUTATÁSA

7.3.1 DUNA

A vizsgált paksi Duna-szakaszon a lefolyás iránya jellemzően észak-déli irányú. A vizsgált szelvények összességében egy teljes meander szakaszt foglalnak magukba, ami a PA Zrt. melegvíz kifolyójánál egy enyhe ívű jobb kanyarral kezdődik. A főmedren kívül kőzárásokkal részben lezárt mesterséges, valamint természetes mellékágak találhatók. A hullámtérben különböző típusú holtágak sorakoznak. Jelen vizsgálat során ezek a területek kizárólag a makrofita felmérés során érintettek.

A hordalékviszonyokra jellemző, hogy a Paks feletti szakaszon még folyamatos a görgetett hordalék szállítása, a meder kavicsos. A Paks alatti szakaszon megszűnik a folyó görgetett hordalék szállítása, a meder homokos, a zártabb területek és a mellékágak iszaposak. Ennek megfelelően a szakaszra jellemző, hogy a sodorban az aljzat kavicsos, a főmeder egyéb területein a homok a jellemző. A zártabb területeken, visszaforgóknál az aljzat agyagos, helyenként, főként a mellékágakban detritusszal fedett.

A melegvíz befolyó alatt a jobb és bal parton a kanyarok mart oldalain találhatóak hosszabb-rövidebb kőszórások. A mederben a jobb parton kőruganyok sorakoznak. A kövezés homogén mikrohabitat típust alkot, ahol az egyéb környezeti hatás (pl. melegvíz hatása) emiatt jobban kimutatható. A természetes aljzatú területek élőhelyi adottságai összességében változatosabbak. A természetes aljzatú partot a hullámtéri erdők fűzfái, fűz újulatai szegélyezik. Itt a közepes, vagy annál magasabb vízállások idején a bedőlt fák, vízbe érő partmenti növényzet gyökerei jelentenek élőhelyet. Szakadó partot egyedül az 1525,5 fkm magasságában lehet találni.

7.3.2 FADDI-HOLT-DUNA

A kijelölt Duna-szakasz része a NATURA 2000 hálózatnak, az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről szóló 201/2006. (X.2.) Korm. rendelettel módosított 275/2004. (X.8.) Korm. rendelet mellékleteként megjelent, „Tolnai Duna” HUDD20023 megnevezésű, kiemelt jelentőségű, különleges természet megőrzési területnek. A vizsgált szakasz VKI szerinti víztest kódja: HURWAEP444.

A Faddi-Holt-Duna a Tolnai-Sárköz kistáj észak-nyugati területén helyezkedik el. A 223 ha kiterjedésű Faddi-Holt-Duna a folyamszabályozás nyomán 1850-ben jött létre. Hossza ~14 km, átlagosan 180 méter széles. Mentett oldali holt-meder, az élő Dunával nincs összeköttetésben. Mesterséges csatornákon részben szivattyús, részben gravitációs úton kapcsolatban áll a Tolnai-Holt-Dunával és a Bogyiszlói-Holt-Dunával; a három holtmederből álló rendszer legészakibb tagja. E három víztér Magyarország legnagyobb összefüggő dunai holtág-rendszerét alkotja. Az 1996-98 között végzett holtág rehabilitáció eredményeként a Faddi-Holt-Duna vizét jelenleg a Paksi Atomerőmű hűtőgépház – amely nincs összefüggésben a reaktor hűtővizével – hűtővize biztosítja. A tápcsatornán keresztül évi 8 millió köbméter vizet lehet a holtágba juttatni, ami teljes mértékben biztosítja a holt-meder vízigényét. Ennek köszönhetően a holtág vízszintje viszonylag kiegyenlített, vízminősége a beruházások óta javult. A holtmeder átlagos vízmélysége a mederben 3 méter körüli, a víztér legmélyebb pontjai azonban elérik a 6 métert is.

Az üledék felhalmozódás jelentős, anyagára az autochton holt szerves anyag mellett az alluviális iszap és az agyag a jellemző. A sekély parti régió kiterjedése korlátozott. A növényborítás aránya nem haladja meg az 5 %-ot. A parti régió sekélyebb területein, öblökben változó szélességű nádas-gyékényes jellemző. Ezek előtt foltokban gyökerező hínárállományok alakulnak ki. A gyorsabban mélyülő parti területeken a vízparti fák gyökerei, ágai, illetve a bedőlt fák jellemzőek. A partszegély több helyen kövezett, jelentősebb a parti építmények száma. A nyílt víz aránya jelentős. A holt-mederben a planktonikus élet túlsúlya jellemző. A hol-tmedret a Faddi Sporthorgász Egyesület horgászati céllal hasznosítja.

7.3.3 KONDOR-TÓ

A Kondor-tó a Duna és a Paksi Atomerőmű közötti területen található, az erőműtől déli irányban. A vízterület egy levágott, a természetes vízutánpótlásától megfosztott, több kanyarulatból álló holtmeder, melynek területe ~6 ha. Szélessége dél, dél-nyugati irányba fokozatosan keskenyedik, jellemzően 50 méter körül van. A vízmélység 2-3 méter körül változik, amely szintén fokozatosan csökken. A legmélyebb pontok meghaladják az 5 métert. A vízpótlás mesterséges úton, az erőmű hűtővizéből megoldható. A víztér nagyobb része nyílt, a növényborítás nem haladja meg az 5 %-ot. A szegély növényzete keskeny, elsősorban fásszárú növények alkotják. A területet a Paksi Atomerőmű Horgász Egyesület horgászati céllal hasznosítja.

7.3.4 HORGÁSZ-TÓ

A Horgász-tó, amely a Paksi Atomerőmű közvetlen szomszédságában, attól déli, illetve keleti irányban található, tulajdonképpen 6 db nagyobb és több, kisebb tómedencéből álló, egymástól körtöltéssel elválasztott mesterséges tavak egysége. A tavakat 1977-ben hozták létre. A teljes vízterület kiterjedése ~80 ha. A vízpótlás az erőmű hűtővizéből biztosított. A tavak alapvetően nyílt vízfelületet alkotnak, a szegélynövényzet igen keskeny, amelyben a mocsári növények dominálnak. A jellemző mélység 1,5 méter. Hasznosításuk szerint részben halastavi (1, 2, 3), részben horgászati (4, 5, 6) célú. Kezelőjük a Paksi Atomerőmű Horgász Egyesület.

7.4 JOGSZABÁLYI HÁTTÉR

A Duna és egyéb felszíni vizek állappota vizsgálati programra vonatkozóan *a környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló 314/2005. (XII. 25.) Kormányrendelet* az alábbi releváns előírásokat tartalmazza:

6. § (1) A környezeti hatásvizsgálati eljárás a környezeti hatásvizsgálatra kötelezett tevékenységnek

a) a környezeti elemekre (földre, levegőre, vízre, élővilágra, épített környezetre, ez utóbbi részeként a műemlékekre, műemléki területekre és régészeti örökségre is),

b) a környezeti elemek rendszereire, folyamataira, szerkezetére, különösen a tájra, településre, *éghajlatra,* természeti (ökológiai) rendszerre való hatásainak, továbbá

c) az előbbi hatások következtében az érintett népesség egészségi állapotában, valamint társadalmi, gazdasági helyzetében – különösen életminőségében, területhasználata feltételeiben – várható változásoknak az egyes esetek sajátosságainak figyelembevételével történő meghatározására, valamint a tevékenység ennek alapján történő engedélyezhetőségére terjed ki a 6–16. §-ok rendelkezései szerint.

A környezeti hatásvizsgálatot megalapozó, szakterületi vizsgálati és értékelési programot a 314/2005. (XII.25.) Korm. rendelet mellett az Országhatáron átterjedő környezeti hatások vizsgálatáról szóló Espoo-i Egyezmény (Espoo, Finnország, 1991.), a vonatkozó EU előírások, a releváns és hatályos szakterületi jogszabályok és szabványok figyelembe vételével állítjuk össze és hajtjuk végre.

Törvények

1995. évi LIII. Törvény a környezet védelmének általános szabályairól

1986. évi 6. törvényerejű rendelet (Bonni Egyezmény) a Bonnban, az 1979. évi június hó 23. napján kelt, a vándorló vadon élő állatfajok védelméről szóló egyezmény kihirdetéséről.

1986. évi 15. törvényerejű rendelet (Washingtoni egyezmény) a Washingtonban, 1973. március 3. napján elfogadott, a veszélyeztetett vadon élő állat- és növényfajok nemzetközi kereskedelméről szóló egyezmény kihirdetéséről, a végrehajtására kiadott 4/1990. (XII. 7.) KTM rendelettel egységes szerkezetben

1997. évi XLI Törvény a halászatról

2003. évi XXVI. Törvény az Országos Területrendezési Tervről

Kormányrendeletek

A környezeti hatásvizsgálati és az egységes környezethasználati engedélyezési eljárásról szóló 314/2005. (XII.25.) Korm. rendelet

201/2006. (X.2.) Korm. rendelettel módosított 275/2004. (X.8.) Korm. rendelet Az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről

Miniszteri rendeletek

78/1997. (XI. 4.) FM rendelet a halászatról és a horgászatról szóló 1997. évi XLI. törvény végrehajtásának egyes szabályairól

90/2000. (XI.14.) FM rendelet a halászatról és horgászatról szóló 1997. évi XLI. törvény végrehajtásának egyes szabályairól szóló 78/1997. (IX.4.) módosítása

13/2001.(V.9.) KöM rendeletet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről

31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet A felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól

10/2010. (VIII. 18.) VM rendelet a felszíni víz vízszennyezettségi határértékeiről és azok alkalmazásának szabályairól

Nemzetközi irányelvek

92/43/ EGK Irányelv (1992. május 21.) a természetes élőhelyek és vadon élő növény- és állatvilág megőrzéséről

Berni egyezmény a vadon élő növények, állatok és természetes élőhelyeik védelméről (1990/7. Nemzetközi Szerződés)

2000/60/EK Irányelv „Víz Keretirányelv”

7.5 ALAPADAT FORRÁSOK, ELŐÍRÁSOK, SZABÁLYOZÁSOK

7.5.1 MVM LÉVAI PROJEKT ÁLTAL ÁTADOTT DOKUMENTÁCIÓK

Cím	**Szerző, kiadó, azonosító, kiadási idő**
A Paksi Atomerőmű Üzemidő-hosszabbítása Környezeti Hatástanulmány	ETV-ERŐTERV Rt., 000000K00004ERE/A, 2006. február
Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a minta értékű zoológiai biomonitoring vizsgálatokról	ETV-ERŐTERV Rt., 0000K00ERA00041/A, 2004. március
Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról	ETV-ERŐTERV Rt., 0000K00ERA00042/A, 2004. március
A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága (Részjelentés)	Farkas Sándor, Paks, 2001. szept-okt.
A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága III. (Összesítő jelentés)	Farkas Sándor, Paks, 2002. december
A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága IV. (Év végi összesítő jelentés)	Farkas Sándor, Paks, 2003. december
Hidrobiológia, vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés a Paksi Atomerőmű térségében	ÖKO Rt., 2005.
A Paksi Atomerőmű Végleges Biztonsági Jelentése 2. fejezet	Paksi Atomerőmű Rt., 2009.
A Paksi Atomerőmű hőterhelés: A monitorozás és az üzemirányítás fejlesztése	BME VKK 2007
Környezetvédelmi felülvizsgálatok jelentései	PA Zrt.
A Paksi Atomerőmű hőterhelése: a monitorozás és az üzemirányítás fejlesztése	BME VKKT, 2008
A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata	BME-Innotech, 2002-2009

Cím	**Szerző, kiadó, azonosító, kiadási idő**
A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtásáról.	Kék-Csermely Kft. 2009-2010 I. félév
Dunai környezetvédelmi monitoring rendszer a Paksi Atomerőmű kibocsátott hűtővizének a felszín alatti vizekre (parti szűrésű vízbázisokra) gyakorolt hatásának ellenőrzésére	Kék-Csermely Kft. 2006-2010 I. félév
A Paksi Atomerőmű Zrt. Önellenőrzési Terve alapján végzett vizsgálatok (felszíni vizekbe történő kibocsátás ellenőrzés, zagytér, kommunális szennyvíztisztító, övcsatorna vízminőségének ellenőrzése	PA Zrt.. 2006-2010 I. félév
A Duna hidrológiai változásainak értékelése a Paksi Atomerőmű térségében a 2004-2009 periódusban	BME VKK 2009
Új atomerőművi blokkok létesítése Előzetes konzultációs dokumentáció	Pöyry Erőterv Zrt. 6F111121/0002/O, 2012. 01.31.

7.5.2 HIVATALOS STATISZTIKÁK, ADATTÁRAK

A Duna és egyéb felszíni vizek állapotának jellemzése során az alábbi adatforrásokat vesszük igénybe.

- ✓ illetékes környezetvédelmi felügyelőség törzshálózati adataiból 2006-ig a dunai mintaszakaszra
- ✓ Archív nyilvános adatok a VM VKI monitoring adataiból (2007-2010) a dunai és az állóvízi mintahelyekre vonatkozóan.
- ✓ Az elmúlt 15 év szakirodalmi adatainak összegyűjtése az állóvízi mintahelyek tekintetében.
- ✓ Az elmúlt 3 év haltelepítési és fogási adatainak összegyűjtése a halászati hasznosítóktól az állóvízi mintahelyekre vonatkozóan.
- ✓ illetékes környezetvédelmi felügyelőség törzshálózati adataiból 2006-ig az állóvizekre.

7.5.3 LÉGIFELVÉTELEK, TÉRKÉPEK

Az ARGOS által 2002. és 2005. között a Duna hőcsóvája rögzítése céljából felvett thermo fotót használtuk fel jelen dokumentációhoz.

7.5.4 SZOFTVEREK

Felhasználunk általános irodai szoftvereket pl. MS Office, mérnöki, kultúrmérnöki tervező programot pl. Autodesk Civil3D és térképkezelő, illetve térinformatikai rendszereket, pl. ARC GIS, Mapsource.

A makrofita, makrozoobenton és hal adatok minősítéséhez értékeléséhez, mintavételi helyek bemutatásához az alábbi szoftvereket alkalmaztuk:

EQI_{HRF} minősítő szoftver
PAST
STATISTICA
CANOCO

7.5.5 SZABVÁNYOK

Fizikai-kémiai jellemzők

Mintavétel, minta előkészítés

Az eljárás azonosítója	Az eljárás jellege
MSZ ISO 5667-1:2007	Útmutató a mintavételi programok és mintavételi technikák tervezéséhez
ISO 5667-14:1998	Útmutató a környezeti vizek mintavételének és kezelésének minőségbiztosításához
MSZ EN ISO 5667-16:2000	Útmutató a minták biológiai vizsgálatához
MSZ EN ISO 5667-3:2004	A vízminták tartósításának és kezelésének irányelvei
MSZ EN ISO 15587-1:2002	Feltárás a vízben lévő egyes kiválasztott elemek meghatározásához. 1. rész: Királyvizes feltárás
MSZ EN ISO 15587-2:2002	Feltárás a vízben lévő egyes kiválasztott elemek meghatározásához. 2. rész: Salétromsavas feltárás
MSZ EN ISO 17294-1:2007	ICP-MS Általános irányelvek
EPA 3015A:2007	Minta előkészítés fémek meghatározásához
MSZ 1484-3:2006	Minta előkészítés oldott, lebegő anyaghoz kötött és összes fémtartalom meghatározásához
MSZ ISO 5667-4:1995	Útmutató a természetes és mesterséges tavakból végzett mintavételhez
MSZ ISO 5667-6:1995	Mintavétel folyókból
MSZ 12750-2:1971	Mintavétel és mintatartósítás
EPA 8270D:2007	Minta előkészítés a közepesen illékony szerves vegyületek vizsgálatához
EPA 3051A:2007	Mikrohullámmal segített savas roncsolás ICP-MS vizsgálathoz
EPA 3052:1996	Mikrohullámmal segített savas roncsolás ICP-MS vizsgálathoz
EPA 3500C:2007	Szerves extrakció és mintaelőkészítés
EPA 3510C:1996	Folyadék-folyadék extrakció rázótölcsérrel
EPA 1310A:1992	Extrakciós teszt eljárás
EPA 3535A:2007	Szilárd fázisú extrakció (SPE)
EPA 3540C:1996	Soxhlet extrakció
EPA 3541:1994	Automata Soxhlet extrakció
EPA 3550C:2007	Ultrahangos extrakció
EPA 3580A:1992	Hulladék higítás
EPA 5000:1996	Minta előkészítés illékony szerves komponensek vizsgálatához
EPA 5035A:2002	Zárt rendszerű Purge-and-Trap és extrakció illékony szerves komponensekhez
EPA 5030C:2003	Purge and Trap vizes minták előkészítéséhez
EPA 5021: 2003	Gőztér analízis illékony szerves komponensekhez
EPA 3600C:1996	Cleanup
EPA 3610B:1996	Alumíniumoxidos tisztítás
EPA 3611B:1996	Alumíniumoxidos oszlop tisztítás és szennyezők elválasztása
EPA 3620C:2007	Florisil tisztítás
EPA 3630C:1996	Szilikagéles tisztítás
EPA 3640A.1994	Gélszűréses tisztítás
EPA 3650B:1996	Sav-bázis megoszlásos tisztítás
EPA 3660B:1996	Kénmentesítés
EPA 3665A:1996	Kénsavas/Permanganátos tisztítás
EPA 8270D:2007	Minta előkészítés közepesen illékony szerves vegyületek meghatározásához
EPA 3810:1986	Headspace
EPA 9010B:1996	Cián minta előkészítés, desztillálás
EPA 8015C:2007	Minta előkészítés illékony és közepesen illékony komponensek vizsgálatához

Helyszíni mérések:

Az eljárás azonosítója	Az eljárás jellege
MSZ ISO 10523:2003 EPA 9040B:1995 EPA 150.1:1982 MSZ 21978-5:1984 MSZ 318-4:1979 MSZ 1484-22:2009	pH potenciometria
EPA 120.1:1982 MSZ EN 27888:1998 MSZ 12660-26:1978	Vízminőség. Az elektromos vezetőképesség meghatározása Hőerőművek víz- és gőzrendszerének kémiai vizsgálata. Fajlagos villamos vezetés meghatározása
ISO 11271:2002	Soil quality-determination of redox potential
MSZ EN 25814:1998	Oldott oxigén

Laboratóriumi vizsgálatok:

MSZ EN ISO 17294-2:2005	elemtartalom ICP-MS Cd alsó méréshatár 0,005 µg/l As, Hg, Ni, Pb, alsó méréshatár 0,01 µg/l Cr, alsó méréshatár 0,05 µg/l Cu, Zn alsó méréshatár 0,2 µg/l
EPA 6020A:2007	elemtartalom ICP-MS Cd alsó méréshatár 0,005 µg/l As, Hg, Ni, Pb, alsó méréshatár 0,01 µg/l Cr, alsó méréshatár 0,05 µg/l Cu, Zn alsó méréshatár 0,2 µg/l
MSZ 448-18:2009	orto-foszfát spektrofotometria alsó méréshatár 0,05 mg/l
MSZ EN ISO 8467:1998	permanganát-index permanganometria alsó méréshatár 0,1 mg/l
MSZ EN ISO 9377-2:2001	szénhidrogén-tartalom – olajindex összes C10-C40 GC-FID alsó méréshatár 0,01 mg/l
MSZ EN ISO 9963-1:1998	összes és összetett lúgosság acidimetria alsó méréshatár komponensenként 0,1 mmol/l
MSZ EN 1899-1:2000	biokémiai oxigénigény hígításos, oltásos módszer manometrikus alsó méréshatár 3 mg/l
MSZ EN 1899-2:2000	biokémiai oxigénigény oltásos manometrikus alsó méréshatár 3 mg/l
MSZ EN 25663:1998	Kjeldahl-nitrogén Kjeldahl módszer alsó méréshatár 6 mg/l
MSZ EN 26777:1998	nitrit-N spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l
MSZ EN 27888:1998	fajlagos elektromos vezetőképesség konduktometria alsó méréshatár 1 µS/cm

MSZ ISO 6060:1991	kémiai oxigénigény kromatometria alsó méréshatár 30 mg/l
MSZ ISO 6703-2:2003	könnyen felszabadítható cianid spektrofotometria alsó méréshatár 10 µg/l
MSZ ISO 7150-1:1992	ammónium spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l
MSZ ISO 10523:2003	pH potenciometria
MSZE 20361:2004	összes C5-C12 automata purge&trap, GC-FID alsó méréshatár 1 µg/l összes C6-C12 manuális purge&trap, GC-FID alsó méréshatár 10 µg/l összes C6-C12 extrakció, GC-FID alsó méréshatár 100 µg/l
MSZ 1484-7:2009	extrahálható szénhidrogének (EPH) összes C10-C40 GC-FID alsó méréshatár 10 µg/l
MSZ 1484-22:2009 8.1. szakasz 8.2. szakasz	pH potenciometria egyensúlyi pH számítás
MSZ EN ISO 6878:2004 4. fejezet	orto-foszfát-P spektrofotometria alsó méréshatár 0,02 mg/l
MSZ EN 1189:1998 (visszavont szabvány) 3.fejezet	foszfor spektrofotometria alsó méréshatár 0,05 mg/l
MSZ ISO 10260:1993 7.3. szakasz	klorofill-a spektrofotometria alsó méréshatár 0,1 µg/l
EPA 150.1:1978	pH potenciometria
EPA 120.1:1982	fajlagos elektromos vezetőképesség konduktometria alsó méréshatár 1 µs/cm
EPA 335.2:1980	összes cianid spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l
EPA 354.1:1971	nitrit spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l
EPA 200.8:1994	elemtartalom meghatározása ICP-MS Cd alsó méréshatár 0,005 µg/l As, Hg, Ni, Pb, alsó méréshatár 0,01 µg/l Cr, alsó méréshatár 0,05 µg/l Cu, Zn alsó méréshatár 0,2 µg/l

EPA 9056:1994	oldott anionok IC-CD alsó méréshatár nitrit 0,01 mg/l orto-foszfát 0,05 mg/l nitrát 0,05 mg/l
EPA Method 300.1-1:1999	szervetlen anionok IC-CD alsó méréshatár nitrit 0,01 mg/l orto-foszfát 0,05 mg/l nitrát 0,05 mg/l
MSZ EN ISO 10304-1:2009	oldott anionok IC-CD alsó méréshatár nitrit 0,01 mg/l orto-foszfát 0,05 mg/l nitrát 0,05 mg/l/l
MSZ EN 25814:1998	oldott oxigén elektrokémia alsó méréshatár 0,1 mg/l
MSZ ISO 5813:1992	oldott oxigén jodometria alsó méréshatár 0,1 mg/l
EPA 9040B:1995	pH potenciometria
MSZ 12750-17:1974 8. fejezet	foszforformák spektrofotometria alsó méréshatár 0,05 mg/l
MSZ 12750-18:1974	nitrátion spektrofotometria alsó méréshatár 0,3 mg/l
MSZ 12750-21:1971 3. fejezet	kémiai oxigénigény kromatometria alsó méréshatár 0,1 mg/l
MSZ 448-12:1982 (visszavont szabvány) 2.2. szakasz 3.2. szakasz	nitrát-ion spektrofotometria alsó méréshatár 0,3 mg/l nitrit-ion spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l
MSZ 448-20:1990	kémiai oxigénigény permanganometria alsó méréshatár 0,1 mg/l
MSZ 448-27:1985	szerves nitrogén, összes nitrogén spektrofotometria alsó méréshatár komponensenként 0,25 mg/l
MSZ 260-5:1971	lúgosság, savasság acidimetria alsó méréshatár komponensenként 0,1 mmol/l
MSZ 260-9:1988 2. és 3. fejezet	ammónium-ion spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l

MSZ 260-10:1985	nitrit-ion spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l
MSZ 260-11:1971	nitrát-ion spektrofotometria alsó méréshatár 0,3 mg/l
MSZ 260-30:1992 1. fejezet 2. fejezet	összes cianid spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l könnyen felszabadítható cianid spektrofotometria alsó méréshatár 0,01 mg/l

Biológia vizsgálatok:

MSZ EN 15110 Vízminõség. Útmutató szabvány zooplanktonok mintavételéhez állóvizekbõl

MSZ EN 14407:2004 Vízminõség. Útmutató szabvány folyóvizekbõl vett minták bentikus kovamoszatjainak azonosításához, számlálásához és értékeléséhez

CN TC 230 EU szabványtervezet

EN 15460 Water quality – Guidance standard for the surveying of macrophytes in lakes

EN 14184 Water quality – Guidance standard for the surveying of macrophytes in Runing waters

MSZ EN 27828:1998 Vízminőség. Biológiai mintavétel. A vízi bentikus makroszkopikus gerinctelenek kézihálós mintavételének irányelvei (ISO 7828:1985)

MSZ EN 28265:1998 Kavicsos aljzatú sekély édesvizekben élő bentikus makroszkopikus gerinctelenek gyűjtése (ISO 8265:1988)

EN 14011:2003 Water quality - Sampling of fish with electricity

MSZ 12749:1993 - Felszíni vizek minősége, minőségi jellemzők és minősítés

7.5.6 AKKREDITÁCIÓK

A mintavételek és vizsgálatok elvégzéséhez a Bálint Analitika Kft. a Nemzeti Akkreditáló Testület által kiadott akkreditált státusszal rendelkezik, melynek bejegyzési száma **NAT-1-1666/2011**. Az akkreditálási okirat 2016. december 6-ig érvényes.

7.6 A RENDELKEZÉSRE ÁLLÓ ADATOK, INFORMÁCIÓK KRITIKAI FELDOLGOZÁSA, ÉRTÉKELÉSE

7.6.1 AZ ALAPADATOK FORRÁSA

Fizikai-kémiai jellemzők

BME VKKT 2002-2009: A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Budapest. Kézirat.

BME 2004: A hideg és a melegvíz csatorna előtti Duna szelvény és a hideg és melegvíz csatorna vízminősége. Budapest. Kézirat.

BME Innotech Kft. 2008-2009: Paks - Fadd vízátvezetésének vízminőségi és környezetvédelmi ellenőrzése. Budapest, Összefoglaló jelentés. Kézirat.

ETV-ERŐTERV Rt 2004b:Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. Budapest. Zárójelentés.

Kék Csermely Kft 2010: Vizsgálati jelentés az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtásáról. Budapest Kézirat.

VITUKI 2004: Felszíni vizek állapota és változásai. Vízminőségi és hidrobiológiai vizsgálatok. 2004. március. Budapest. Témabeszámoló.

VITUKI 2005:Hidrobiológia, vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés a Paksi Atomerőmű térségében. Témabeszámoló. Kézirat.

VKI szempontú minősítésre alkalmas alapadat

BME INNOTECH Kft. A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata.
A 2004. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-73., Budapest.
A 2005. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-80., Budapest.
A 2006. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-41., Budapest.
A 2007. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-77., Budapest.
A 2008. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-87., Budapest.
A 2009. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-78., Budapest.
A 2010 évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-96., Budapest.
A 2011. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-98., Budapest.

ETV-ERŐTERV Rt. 2004: Paksi Atomerőmű 1-4. blokk. A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program. Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. pp. 1-171., Budapest.

ETV-ERŐTERV Rt. 2006: A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbítása. Környezeti hatástanulmány. KHT 5. fejezet, pp. 1-343.

KÉK CSERMELY Kft. 2010: A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtása. 2009-2010. éves monitoring jelentés. Budapest. pp. 1-147.

ÖKO Zrt. 2005: A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbítás RKHT kidolgozása. Hidrobiológia, vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés a Paksi Atomerőmű térségében. pp. 1-169., Budapest.

ÖKO Zrt. 2009: Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése" című KEOP-2.5.0. A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése. Háttéranyag a 2. részteljesítési jelentéshez (TED [2008/S 169-226955]). 1-151.

PÖYRY ERŐTERV Zrt. 2011: Új atomerőművi blokkok létesítése. Előzetes Konzultációs Dokumentáció (EKD). Az általános megalapozást és a jelenlegi környezetállapotot bemutató 1-3. fejezetek., pp. 1-235. Budapest.

VITUKI 2002: Összefoglaló jelentés. A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program c. téma keretében 2001-2002-ben végzett munkáról. Vízminőségi és ökológiai felmérés. pp. 1-94. Budapest.

VITUKI 2004: A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program. Zárójelentés. pp. 1-70. Budapest.

Víztest jellemzését segítő háttéradat:

BME INNOTECH Kft. A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata.
Az 1983-2002 időszakban végzett vizsgálatok összefoglalása. pp. 1-13., Budapest.
A 2002. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-16., Budapest.
2002b. A Duna és a hűtővízcsatornák vízminőségének vizsgálata. pp. 1-43., Budapest.
A 2003. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-83., Budapest.

Fitoplankton, fitobenton

BME INNOTECH Kft. A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata.
Az 1983-2002 időszakban végzett vizsgálatok összefoglalása. pp. 1-13., Budapest.
A 2002. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-16., Budapest.
A Duna és a hűtővízcsatornák vízminőségének vizsgálata. pp. 1-43., Budapest.
A 2003. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-83., Budapest.
A 2004. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-13., Budapest.
A 2005. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-80., Budapest.
A 2006. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-41., Budapest.
A 2007. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-77., Budapest.
A 2008. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-87., Budapest.
A 2009. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-78., Budapest.
A 2010 évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-96., Budapest.
A 2011. évi vizsgálatok összefoglaló tanulmánya. pp. 1-98., Budapest.

ETV-ERŐTERV Rt. 2004: Paksi Atomerőmű 1-4. blokk. A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program. Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. pp. 1-171., Budapest.

ETV-ERŐTERV Rt. 2006: A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbítása. Környezeti hatástanulmány. KHT 5. fejezet, pp. 1-343.

KÉK CSERMELY Kft. 2010: A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtása. 2009-2010. éves monitoring jelentés. Budapest. pp. 1-147.

ÖKO Zrt. 2005: A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbítás RKHT kidolgozása. Hidrobiológia, vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés a Paksi Atomerőmű térségében. pp. 1-169., Budapest.

ÖKO Zrt. 2009: Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése" című KEOP-2.5.0. A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése. Háttéranyag a 2. részteljesítési jelentéshez (TED [2008/S 169-226955]). 1-151.

PÖYRY ERŐTERV Zrt. 2011: Új atomerőművi blokkok létesítése. Előzetes Konzultációs Dokumentáció (EKD). Az általános megalapozást és a jelenlegi környezetállapotot bemutató 1-3. fejezetek., pp. 1-235. Budapest.

VITUKI 2002: Összefoglaló jelentés. A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program c. téma keretében 2001-2002-ben végzett munkáról. Vízminőségi és ökológiai felmérés. pp. 1-94. Budapest.

VITUKI 2004: A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program. Zárójelentés. pp. 1-70. Budapest.

Makrofita

Farkas (2001) A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága. Részjelentés.

Farkas (2002) A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága III. Összesítő jelentés

Farkas (2003) A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága IV. Év végi összesítő jelentés.

MTTM (2004) A paksi telephely jellemzését szolgáló, a környezetvédelmi-, telephely- és vízjogi engedélyezéssel összefüggő monitorozási program végrehajtása. Minta értékű zoológiai biomonitoring vizsgálatok. ÖKO Zrt.

Sem a VKI szempontú minősítésre alkalmas alapadat, sem víztest jellemzését segítő háttéradat nem áll rendelkezésre.

Makrozoobenton

MTTM (2004) A paksi telephely jellemzését szolgáló, a környezetvédelmi-, telephely- és vízjogi engedélyezéssel összefüggő monitorozási program végrehajtása. Minta értékű zoológiai biomonitoring vizsgálatok. ÖKO Zrt.

VKI szempontú minősítésre alkalmas alapadat:

*VITUKI (2002) Összefoglaló jelentés „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program c. téma keretében 2001-2002-ben végzett munkáról" Vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés. Témaszám: 721/3/563901. – Duna Paks.

*VITUKI (2004) „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program" Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. 0000K00ERA00042/A. P123030/0007/A. ERŐTERV RT. Budapest. – Duna-Paks.

**A VITUKI által végzett vizsgálatok során szemikvantitatív mintavétel történt. Ez csak részben felel meg a VKI szempontú minősítés mintavételi követelményeinek. Ennek ellenére a mintákat megszorítással alkalmasnak találtuk a minősítési alapadatként való használatára.*

DDKTVF (2007, 2008) Víz Keretirányelv monitorozás. VM. – Duna-Dunaföldvár, Baja, Mohács.

SCIAP Kft (2010) A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtásáról. 2009-2010. Kék Csermely Kft. Duna-Paks

Víztest jellemzését segítő háttéradat:

BME-INNOTECH (2003-2009) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Kutatási jelentés. – Duna-Paks; Horgász-tavak

Hal

VKI szempontú minősítésre alkalmas alapadat:

Halasi-Kovács (2004) „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program" Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. 0000K00ERA00042/A. P123030/0007/A. ERŐTERV RT. Budapest. – Duna-Paks.

Halasi-Kovács (2005) Kutatási jelentés a „Paksi Atomerőmű környezeti hatástanulmánya" című téma keretén belül – Halállomány összetételének kvalitatív és kvantitatív vizsgálata a paksi Duna-szakaszon II. VITUKI Debrecen-Budapest.

MTA ÖBKI Dunakutató (2007) Víz Keretirányelv monitorozás. VM. – Duna- Baja, Mohács
Az MTA ÖBKI vizsgálata nem part menti vizsgálat és nem nappali, ezért az EQIHRF szerinti minősítésre csak megszorításokkal alkalmas

SCIAP Kft. (2008) Szakértői vélemény A ponty (Cyprinus carpio Linnaeus) és a harcsa (Silurus glanis Linnaeus) állomány fajlagos fogási tilalma feloldásának lehetőségéről a Faddi Holt-Dunában Kézirat – Faddi Holt-Duna

SCIAP Kft (2010) A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtásáról. 2009. Kék Csermely Kft. Duna-Paks.

Víztest jellemzését segítő háttéradat:

VITUKI (2002) Összefoglaló jelentés „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési

program c. téma keretében 2001-2002-ben végzett munkáról" Vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés. Témaszám: 721/3/563901. – Duna Paks.

Halasi-Kovács (2005) Kutatási jelentés a „Paksi Atomerőmű környezeti hatástanulmánya" című téma keretén belül – Halállomány összetételének kvalitatív és kvantitatív vizsgálata a paksi Duna-szakaszon II. VITUKI Debrecen-Budapest. – Paksi Halászati Szövetkezet fogási adatai a Duna paksi szakaszán 2000-2004 között.

PA Horgász Egyesület (2006-2011) A Paksi Atomerőmű Horgász Egyesület kezelésében lévő vízterek fogási és telepítési adatai.

Faddi Sporthorgász Egyesület (2006-2010) A Faddi Sporthorgász Egyesület kezelésében lévő Faddi Holt-Duna fogási és telepítési adatai.

BME-INNOTECH (2003; 2006) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Kutatási jelentés.

7.6.2 A FELHASZNÁLT ALAPADATOK ÁTTEKINTÉSE

A vízminőségi és biológiai élőlénycsoport adatok összesítését, táblázatokba való rendezését és egységesítését a rendelkezésünkre bocsátott -- doc, xls, és pdf kiterjesztésű -- adatállományokból, a Vízrajzi Évkönyv nyilvános adataiból, valamint a VITUKI Kht. által összeállított, 2007 óta VKI szerint mért FEVI adatbázisban szereplő, hivatalosan megkért és rendelkezésre álló adatokból végeztük.

Az összeállított adatbázis tartalmazza továbbá a hivatalos úton megkért, a Paksi Atomerőmű Zrt. által önellenőrzés keretében mért adatait, valamint a Kék Csermely Kft. által 2009-2010-ben végzett vizsgálatainak adatait, melyek a Bálint Analitika Kft. által vizsgált dunai vízminőségi, valamint a SCIAP Kft. által végzett hidrobiológiai vizsgálat adatain alapulnak.

Vizsgált komponens	**VKI szempontú minősítésre alkalmas alapadat**		**Víztest jellemzést segítő háttéradat**		**Szórvány adatok**
	Duna	*Állóvíz*	*Duna*	*Állóvíz*	*Paksi Atomerőmű körzetében*
Fizikai-kémiai jellemzők	van	van	van	nincs	van
Fitoplankton	van	van	van	van	
Fitobenton	van	nincs			
Makrofita	nincs	nincs	nincs	nincs	van
Makrozoobenton	van	nincs	van	nincs	van
Hal	van	van	van	van	van

A korábbi vízminőségi vizsgálatok eredményeit adatbázisban összesítettük.

Duna vízminőségének törzshálózati vízkémiai vizsgálatai

<u>1979-1982. 1983-1990 és 1991-2004 -- -Dunaföldvár-Hercegszántód között</u>

Az adatállomány eredménytáblái tartalmazzák a VITUKI által végzett laboratóriumi vizsgálatok adott partszakaszra vonatkozó, elemkomponensekre bontott feldolgozásának eredményeit.

A vizsgált időszakokban elemkomponensenként mintegy 100-300 db elemzést dolgoztak fel (A bajai állomás esetében ez 600-800 db volt). Az elemzések feldolgozásának eredményeként meghatározták az adott időszakra vonatkozó átlag értékeket, azok 90 %-os tartóssági értékeit, az időszaki átlagértékek arányát, valamint havi bontásban megadták az elemkomponensekre vonatkozó 90 %-os tartóssági érték éves változását.

A mérések alapadatai számunkra jelenleg csak szövegtáblázatban hozzáférhetők, az adatok kikérése megtörtént. Információink szerint technikai nehézségek akadályozzák az adatszolgáltatást.

2001-2002. év -- Paks-Mohács között

2001.08. hótól-2002.10. hóig többnyire minden szelvényben hat alkalommal végeztek vízkémiai vizsgálatsorozatot és elemzést. Az elmezés adatait a táblázat tartalmazza. Tartalmazza továbbá az ezen időszakban végzett bakteriológiai vizsgálatok eredményeit, valamint egyéb statisztikai vizsgálatokat és a 90 %-os tartóssági értékeket.

Szelvény neve	fkm	Szelvény száma_	Part száma
Paks komp bal part (1534.0 fkm)	1534.0	1	1
Paks komp közép (1534.0 fkm)	1534.0	1	2
Paks komp. jobb part (1534.0 fkm)	1534.0	1	3
Paks melegvíz csat. torkolata jobb part (1525.8 fkm)	1526.3	2	3
Nagy sarkantyú bal part (1525.3 fkm)	1525.3	3	1
Nagy sarkantyú közép (1526.2 fkm)	1525.2	3	2
Nagy sarkantyú jobb part (1526.2 fkm)	1525.2	3	3
Uszod bal part (1523.5 fkm)	1523.5	4	1
Uszod közép (1523.5 fkm)	1523.5	4	2
Uszod jobb part (1523.5 fkm)	1523.5	4	3
Gerjen-Foktő bal part (1516.0 fkm)	1516.0	5	1
Gerjen-Foktő közép (1516.0 fkm)	1516.0	5	2
Gerjen-Foktő jobb part (1516.0 fkm)	1516.0	5	3
Dombori-Fajsz bal part (1507.0 fkm)	1507.0	6	1
Dombori-Fajsz közép (1507.0 fkm)	1507.0	6	2
Dombori-Fajsz jobb part (1507.0 fkm)	1507.0	6	3
Baja bal part (1480.0 fkm)	1480.0	7	1
Baja közép (1480.0 fkm)	1480.0	7	2
Baja jobb part (1480.0 fkm)	1480.0	7	3
Mohács bal part (1440.0 fkm)	1440.0	8	1
Mohács közép part (1440.0 fkm)	1440.0	8	2
Mohács jobb part (1440.0 fkm)	1440.0	8	3

Duna vízminőségének törzshálózati vízkémiai vizsgálatai

2006. év -- Dunaföldvár-Hercegszántód között – Vízrajzi Atlasz adatai alapján

Az állomány tartalmazza a 2006. évi Vízrajzi Évkönyvben megjelent törzshálózati adatokat, az illetékes Felügyelőség által végzett vízminőségi vizsgálatok eredményeit.

Duna víz vízminőségi vizsgálatok Paks-Mohács közötti szakaszon

A BME Innotech Kft. által 2002-2011 között végzett vízminőségi vizsgálatsorozat kigyűjthető eredményeit az alábbi szelvénytagolással összesítettük. A vizsgálati időszak nagyon hiányos, a 2002 és 2003 feltehetőleg hiánytalanúl rendelkezésre áll, míg a 2005-ös és a 2011-es évekből csak egy-két mérés sorozat eredménye áll rendelkezésre. A többi vízminőségi adat a szakvéleményben csak hivatkozással vagy az értékelés szöveges részeként szerepel.

Ezen adatokat hivatalosan megkértük, a jelentés zárásáig az adatok nem érkeztek meg.

Szelvény neve	Szelv. fkm.	Szelv. szám	Part rendező
Paks bal part (1527.0 fkm)	1527.0	1	1
Paks közép (1527.0 fkm)	1527.0	1	2
Paks jobb part (1527.0 fkm)	1527.0	1	3
Paks Hidegvíz uszadékfogó	1527.0	2	3
Paks Hidegvíz vízkivételek	1527.0	2	10
Melegvíz-csatorna 1 blokk		3	11
Melegvíz-csatorna 2 blokk		3	12
Melegvíz-csatorna 3 blokk		3	13
Melegvíz-csatorna 4 blokk		3	14
Paks melegvíz csat. torkolata jobb part (1525.8 fkm)	1526.3	4	3
Duna 500 m-es ell. szelvény	1525.6	5	3
Nagy sarkantyú jobb part (1526.2 fkm)	1525.2	6	3
Baráka bal part (1521 fkm)	1521.0	7	1
Baráka közép (1521 fkm)	1521.0	7	2
Baráka jobb part 50 m (1521 fkm)	1521.0	7	4
Baráka jobb part (1521 fkm)	1521.0	7	3
Gerjen bal part (1516 fkm)	1521.0	8	1
Gerjen közép part (1516 fkm)	1521.0	8	2
Gerjen jobb part 50 m (1516 fkm)	1521.0	8	4
Gerjen jobb part (1516 fkm)	1521.0	8	3
Dombori-Fajsz bal part (1507.0 fkm)	1507.0	9	1
Dombori-Fajsz közép (1507.0 fkm)	1507.0	9	2
Dombori-Fajsz jobb part 50 m (1507.0 fkm)	1507.0	9	4
Dombori-Fajsz jobb part (1507.0 fkm)	1507.0	9	3
Baja bal part (1480.0 fkm)	1480.0	10	1
Baja közép (1480.0 fkm)	1480.0	10	2
Baja jobb part 50 m (1480.0 fkm)	1479.0	10	4
Baja jobb part (1480.0 fkm)	1480.0	10	3
Mohács bal part (1440.0 fkm)	1440.0	11	1
Mohács közép part (1440.0 fkm)	1440.0	11	2
Mohács jobb part 50 m (1440.0 fkm)	1440.0	11	4
Mohács jobb part (1440.0 fkm)	1440.0	11	3

Állóvizek vízminőségi vizsgálata; Kondor tó, Halastavak vizsgálata, valamint az ***Állóvizek vízminőségi vizsgálata; Paks-Faddi főcsatorna és a Faddi Holtág vizsgálata***

A BME Innotech Kft. által 2002-2011 között végzett vízminőségi vizsgálatok kigyűjthető eredményeit az alábbi szelvénytagolással összesítettük.

Tavak szelvényeinek neve	Mintahely száma
Befolyó	TAV_1
Előnevelő tó	TAV_2
1. tó	TAV_3
2. tó	TAV_4
3. tó	TAV_5
4-5. áteresz	TAV_6
6. tó	TAV_7
7. tó	TAV_8
Kondor tó a gyaloghídnál	TAV_9
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	TAV_10

Faddi-Holt-Duna szelvényeinek neve	Szelv. szám
Duna	FD_1
Vízátvezető csatorna	FD_2
Dunaszentgyörgy alatt	FD_3
Öntözővíz tározó	FD_4
Torkolati szakasz	FD_5
Volent öböl	FD_6
Faddi komp	FD_7
Dombori strand	FD_8

Paksi Atomerőmű Zrt. 2006-2011 között önellenőrzése keretében végzett vízminőségi vizsgálatok

Hidegvíz csatorna V1-es, V4-es és a Faddi öntözőcsatorna torkolata mintavételi helye.

Paksi Atomerőmű Zrt. 2006. november hótól 2011. november hóig, önellenőrzése keretében többnyire negyedévente egy alkalommal végzett vízminőségi vizsgálatok eredményeit foglaltuk össze az adatbázisban.

Paksi Atomerőmű Zrt. Dunai ökológiai állapot 2009-2010.évi jellemzés monitoring munka vízkémiai vizsgálatai

A Kék Csermely Kft. által irányított projekt keretében, teljes körű (víz és iszapra egyaránt) vízminőségi vizsgálat sorozat történt a Duna 1532 fkm-1516 fkm közötti szakaszán, öt dunai szelvényben a Bálint Analitika Kft. laboratóriumi vizsgálatai alapján.

A Lévai Projekt keretében ebből az öt szelvényből négy szelvényben fogjuk a havi vízkémiai vizsgálatokat elvégezni.

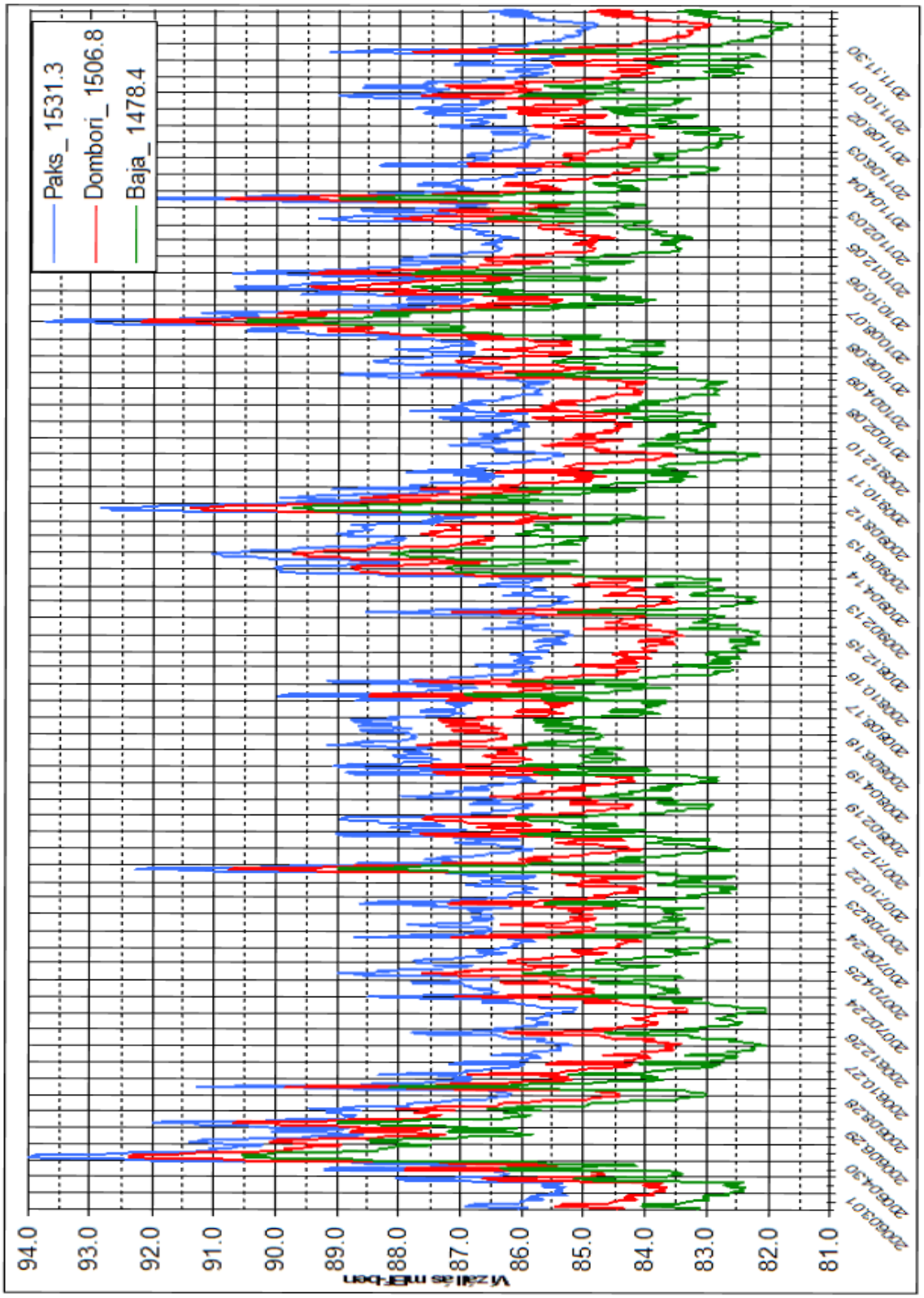
A vizsgált Duna szakasz hidrológiai adatainak összesítése

A Duna vízminőségi vizsgálatainak átekintéséhez vázlatosan ismertetjük a Duna szakasz hidrológiai jellemzőit.

A Duna vízjárása alapvetően befolyásolja az évszakos viízminőségi változásokat.

Dunai vízállások változása 2006-2011. év között

Paks_Hajóállomás (1531.3 fkm) - Dombori (1506.8 fkm), és Baja (1478.4 fkm) vízmércék adatai alapján

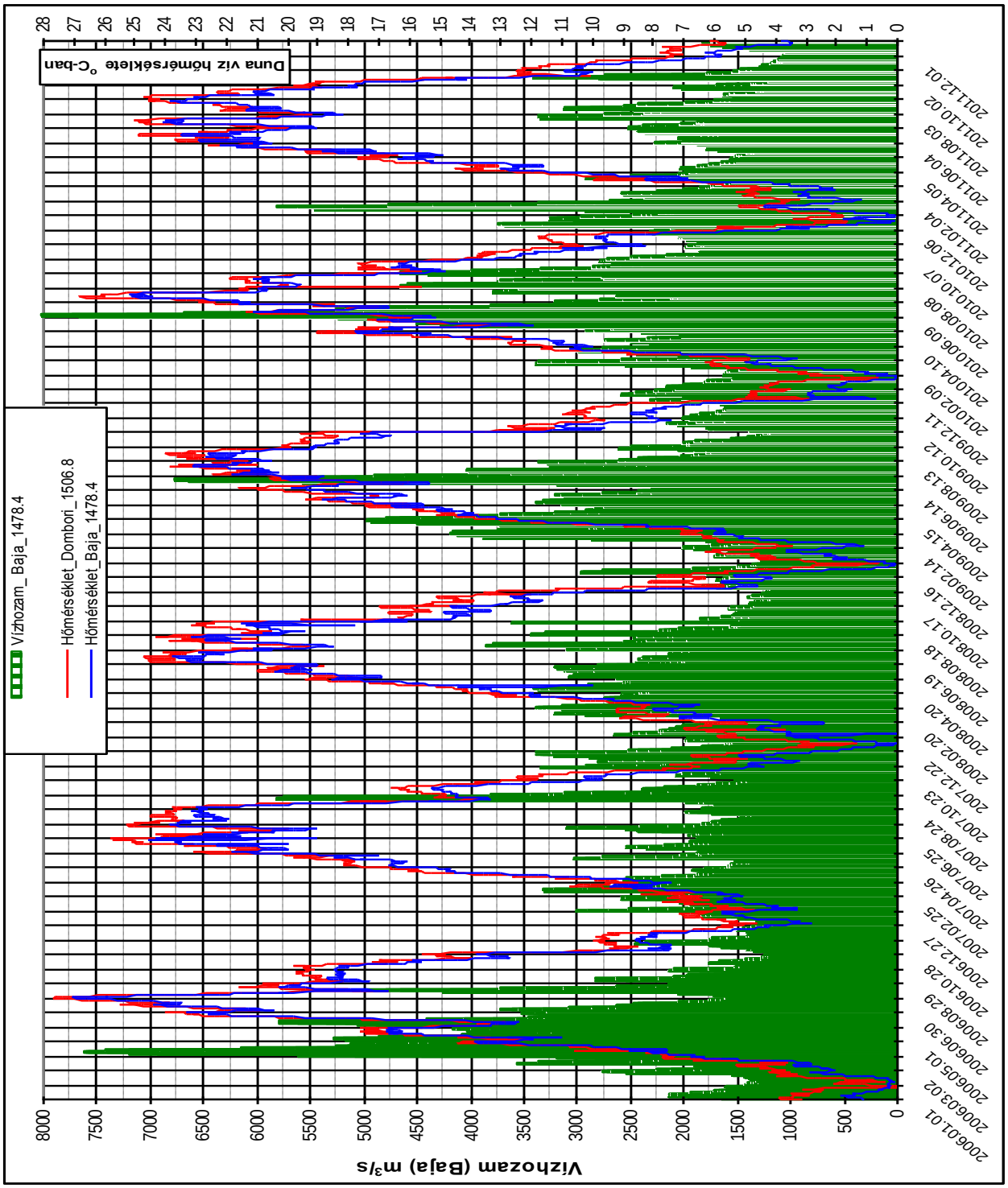


Kék Csermely Kft. grafikus feldolgozása alapján

7.6.2—1. ábra Dunai vízállások változása 2006-2011. év között

Duna vízhozam és vízhőmérséklet változása 2006-2011. év között

Dombori (1506.8 fkm), és Baja (1478.4 fkm) állomások törzshálózati adatai alapján

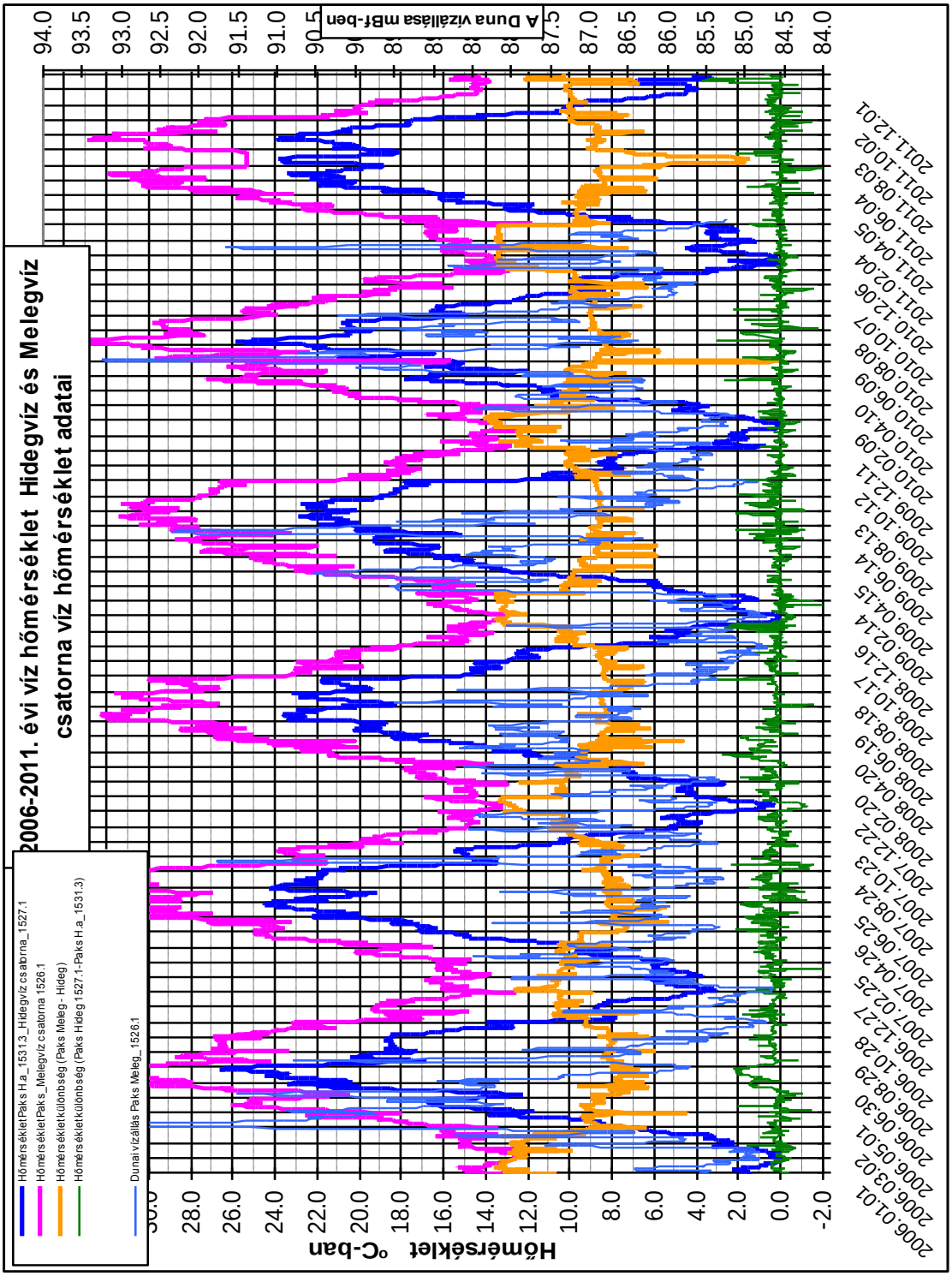


Kék Csermely Kft. grafikus feldolgozása alapján

7.6.2—2. ábra Duna vízhozam és vízhőmérséklet változása 2006-2011. év között

Hideg és Melegvíz csatornák vízhőmérséklet változása

2006-2011. év között PA Zrt. adatai alapján

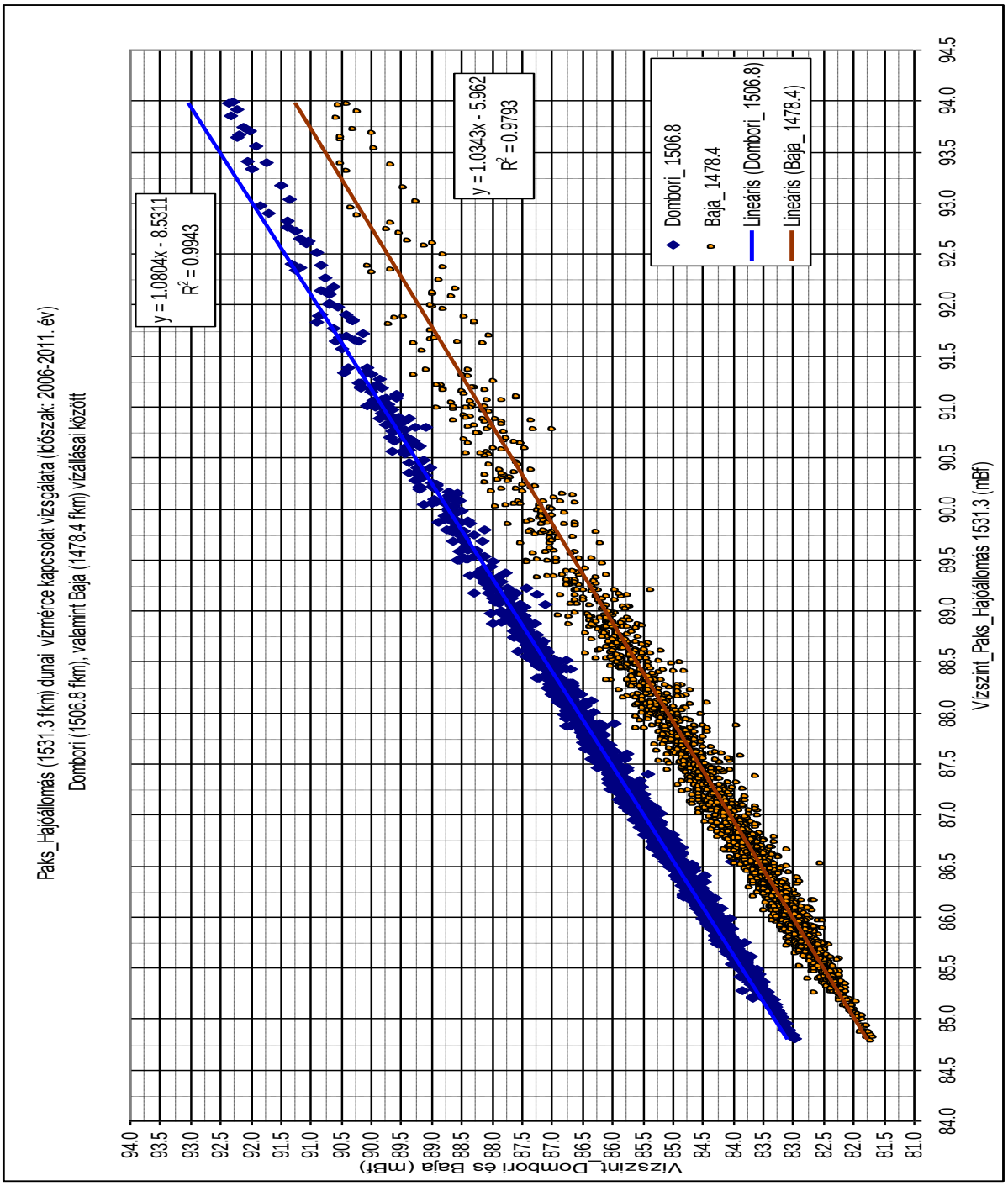


Kék Csermely Kft. grafikus feldolgozása alapján

7.6.2—3. ábra Hideg és Melegvíz csatornák vízhőmérséklet változása

Dunai vízmérce kapcsolat vizsgálat 2006-2011. év között

Paks_Hajóállomás (1531.3 fkm) - Dombori (1506.8 fkm), valamint Baja (1478.4 fkm) vízállásai között

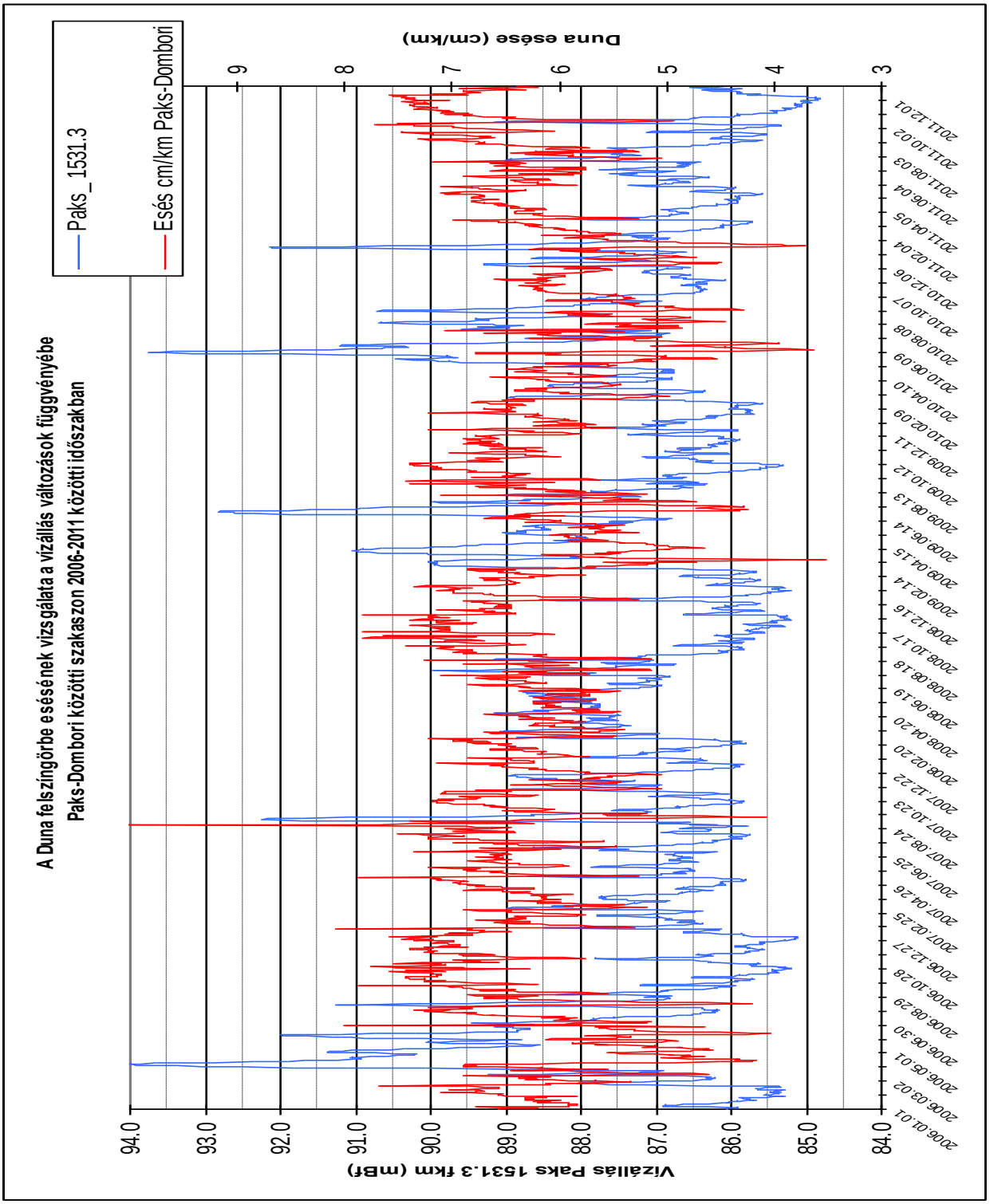


Kék Csermely Kft. grafikus feldolgozása alapján

7.6.2—4. ábra Dunai vízmérce kapcsolat vizsgálat 2006-2011. év között

A Duna felszíngörbe esésének vizsgálata a vízállás változások függvényében

Paks-Dombori közötti szakaszon 2006-2011 közötti időszakban



Kék Csermely Kft. grafikus feldolgozása alapján

7.6.2—5. *ábra* A Duna felszíngörbe esésének vizsgálata a vízállás változások függvényében

A vizsgált 2006-2011 közötti időszakban, Paks Hajóállomás (1531.3 fkm) és Dombori (1506.8 fkm) szakaszon a Duna esésének átlaga ***6.19*** *cm/km*, szórása ***0.73*** *cm/km* volt. A dunai KV-ek idején a felszíngörbe esése megnövekszik, míg NV-ek idején többnyire lecsökken. A csúcsszerű kiugrások a gyors és jelentős árhullám változások eredménye. A Duna esését átlagosan NV-ek esetében 5-5.5 cm/km, KÖV és KV-ek esetében 6.2-7 cm/km közötti értékkel lehet figyelembe venni.

A vízmintavételek esetében minden alkalommal a Paks Hajóállomás (1531.3 fkm) és Dombori (1506.8 fkm) törzshálózati vízállás adatai alapján számítjuk a Duna esését és ennek eredménye alapján készítjük el a Duna adott napra vonatkozó vízszint modelljét. A dunai vízszint és a térség terepmodellje alapján készítjük el a dunai mintavételi szelvények keresztszelvény ábráit.

2012. január 23-i mérések hidrológiai adatai

			Paks_Hajóá_85.38	Dombori_83.52	Duna esése cm/km	Baja_81.04
2012.01.23	Dunai vízállás	mBf	88.41	86.84	6.4	84.83
2012.01.23	vízhozam	m^3/s		2562		2570
2012.01.23	Vízhőmérséklet	°C	3.5	5.0		3.0

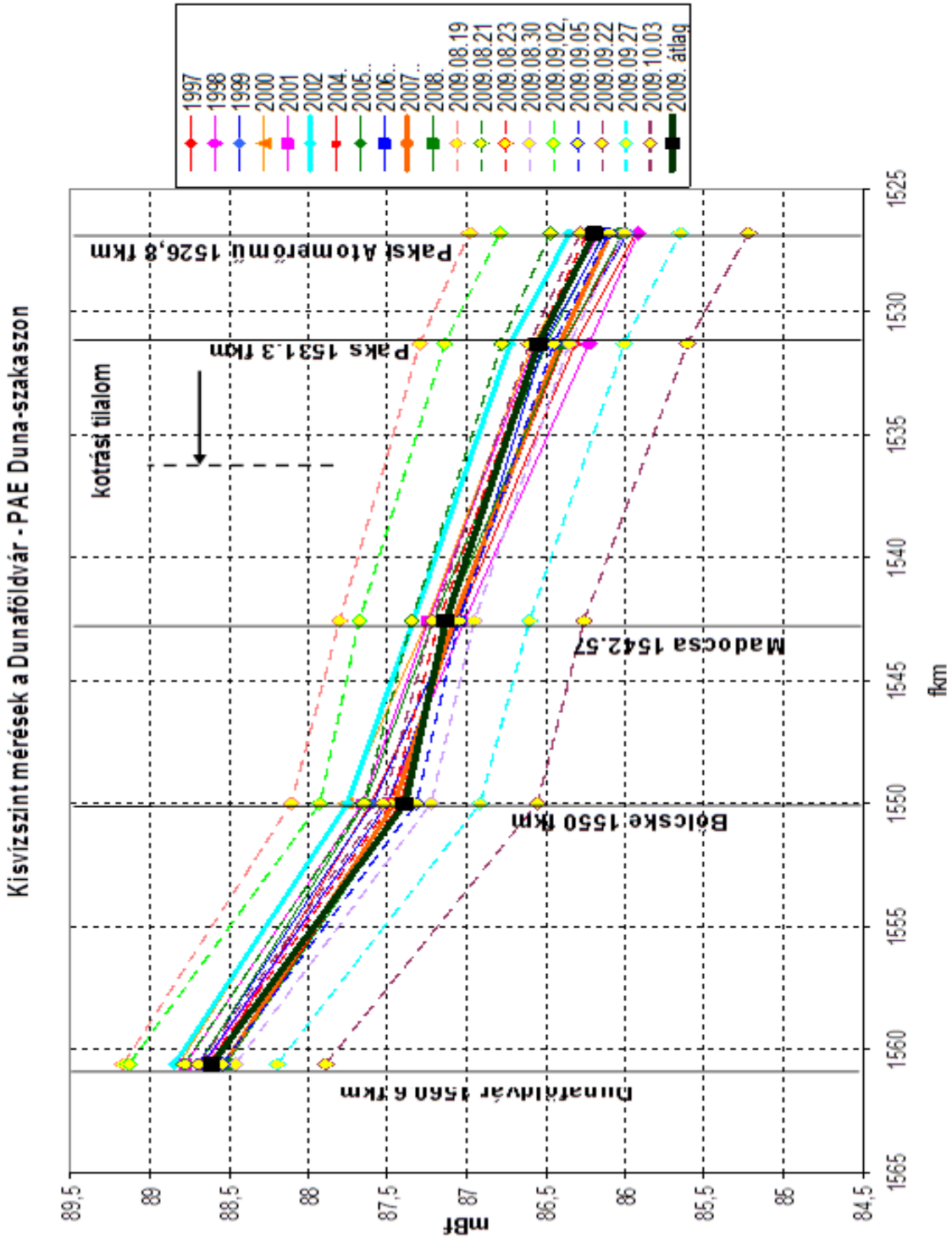
7.6.3.1-1. táblázat A 2012. január 23-i mérések hidrológiai adatai

Vízszint esések a Dunaföldvár–Paks Duna-szakaszon (cm/km)

Szakasz	Dunaföldvár-Bölcske	Bölcske-Madocsa	Madocsa-Paks	Paks-Atomerőmű	***Átlagos esés a teljes 33.8 km-en***
Szakasz hossza (km)	10.600	7.430	11.270	4.500	
1997. évi átlag	9.434	7.376	6.584	8.489	*7.905*
1998. évi átlag	10.925	6.541	6.974	6.889	*8.105*
1999. évi átlag	10.462	7.000	5.972	9.267	*8.044*
2000. évi átlag	9.992	6.972	5.883	9.244	*7.834*
2001. évi átlag	10.547	5.559	5.597	9.089	*7.732*
2002. évi átlag	10.335	5.572	5.084	9.218	*7.388*
2003. évi átlag	10.673	4.838	6.203	9.255	*7.759*
2004. évi átlag	10.554	4.458	6.319	8.406	*7.497*
2005. évi átlag	9.887	5.882	6.309	8.067	*7.571*
2006. évi átlag	11.009	6.030	4.765	8.711	*7.526*
2007. évi átlag	10.222	4.929	5.981	8.286	*7.213*
2008. évi átlag	10.605	5.510	5.557	8.247	*7.351*
2009.08.19. apadó	10.010	4.092	4.481	7.044	***6.470***
08.21. apadó	10.689	4.132	5.040	6.822	***6.831***
08. 23. völgyelő kisvíz	10.887	4.065	5.466	7.111	***7.077***
08.30. völgyelő kisvíz	11.632	3.688	5.322	7.667	***7.254***
09.02. tetőző	11.368	3.890	4.783	7.756	***6.929***
09.05. völgyelő kisvíz	11.547	3.634	5.289	7.822	***7.225***
09.22. enyhén apadó	10.971	4.186	5.439	7.178	***7.130***
09.27. enyhén apadó	12.085	4.186	5.297	7.867	***7.524***
10.03. stagnáló kisvíz	12.604	6.659	5.794	8.578	***7.899***
2009. évi átlag	**11.310**	**4.271**	**5.212**	**7.538**	***7.149***

BME INNOTECH Kft. feldolgozása alapján

7.6.3.1-2. táblázat Vízszint esések a Dunaföldvár–Paks Duna-szakaszon (cm/km)



BME INNOTECH Kft. feldolgozása alapján

7.6.2—6. ábra Kisvízszint mérések a Dunaföldvár PAE Duna szakaszon

7.6.3 DUNA

7.6.3.1 Fizikai-kémiai jellemzők

7.6.3.1.1 Törzshálózati mérések eredmények – 1979-2004

Dunaföldvár-Hercegszántó

A VITUKI Vízminőségvédelmi Intézetének munkatársai az 1979-2004. között a törzshálózati szelvényekben végzett eredmények alapján elvégezték a Duna Dunaföldvár-Hercegszántó közötti szakaszának vízminőségi értékelését. A minősítést (osztályba sorolást) az MSZ 12749:1993 felhasználásával végezték, és annak alapján az éves 90%-os tartósságú értékeket tüntették fel az évek függvényében. A vízminőségi jellemzők kiválasztásánál az időbeli változás szemléltetésén túl szempont volt az is, hogy azok között minden komponens-család szerepet kapjon.

Megállapították, hogy a vízminőség változása a legtöbb komponens esetében sokkal markánsabban jelenik meg az idő függvényében, mint a hely függvényében. Kis túlzással, nem az a súlyponti kérdés, hogy hossz-szelvényben honnan származik a minta, hanem az, hogy melyik évből.

A törzshálózati helyeken 1979-2004. között végzett vízkémiai vizsgálatok értékelése alapján a rész időszakok összehasonlításával a Paksi Atomerőmű feletti és alatti mintavételi helyek figyelembe vételével megállapították, hogy a legtöbb mintavételi helyen és vízminőségi jellemzőnél az idő függvényében kedvezően alakultak a vízminőségi viszonyok. A Paksi Atomerőmű alatti mintavételi helyeken (Fajsz, Baja, Mohács, Hercegszántó) általában nem mutatott eltérést a víz minősége a felette lévőhöz (Dunaföldvár) képest. Egyaránt vonatkozik ez a megállapítás mindhárom részidőszakra és mindegyik értékelt statisztikai paraméterre. Ez azt jelenti, hogy az Atomerőmű az értékelt komponensek vonatkozásában a Duna vízminőségének alakulásában eddig nem játszott kimérhető szerepet. Ha változott a Duna vízminősége, az nem a Paksi Atomerőmű hatására történt.

A vízminőségi viszonyokat a legutolsó részidőszak (1991-2004) alapján értékelve a jelenlegi vízminőségi állapot vonatkozásában megállapították, hogy összesen négy vízminőségi jellemző esetén észleltek a Duna értékelt szakaszán ebben az időszakban – kedvezőtlen viszonyokat tükröző – IV., illetve V. osztályú vízminőséget. Ezek: szaprobitás index, a-klorofill tartalom, coliformszám, valamint kőolaj és termékei.

A lineáris trendszámítás segítségével végzett számítások azt igazolták, hogy a vízminőség hosszútávú időbeli változásában az értékelt 26 évben csak a coliformszám, a réz és a vízhőmérséklet (az augusztusi vízhőmérséklet) mutatott romló tendenciát, a többi jellemző vonatkozásában javulás, vagy stagnálás volt jellemző. A határértékek a bekövetkezett vízminőségi osztályváltást is jól mutatták, ami egyes komponenseknél egészen szembeszökően egyértelmű és majdnem minden mintavételi helyre érvényes. Mint látható a jelzett időszakban az időbeli változás sokkal jelentősebb volt, mint a vizsgált paraméterek folyásirány szerinti koncentráció-változása.

A vízminőség időbeli osztályhatárokat is átlépő javulása különösen a KOIp, az ammónium-N, az ortofoszfát-P, az a-klorofill, a kőolaj és termékei, valamint az anionaktív detergenseknél mutatható ki. Néhány vízminőségi jellemző esetében (KOIp, ammónium-N, ortofoszfát-P, anionaktív detergensek) azonban azt is megfigyelték, hogy a javulási tendencia az utóbbi évek során „kifutott" és azt már stagnálás váltotta fel.

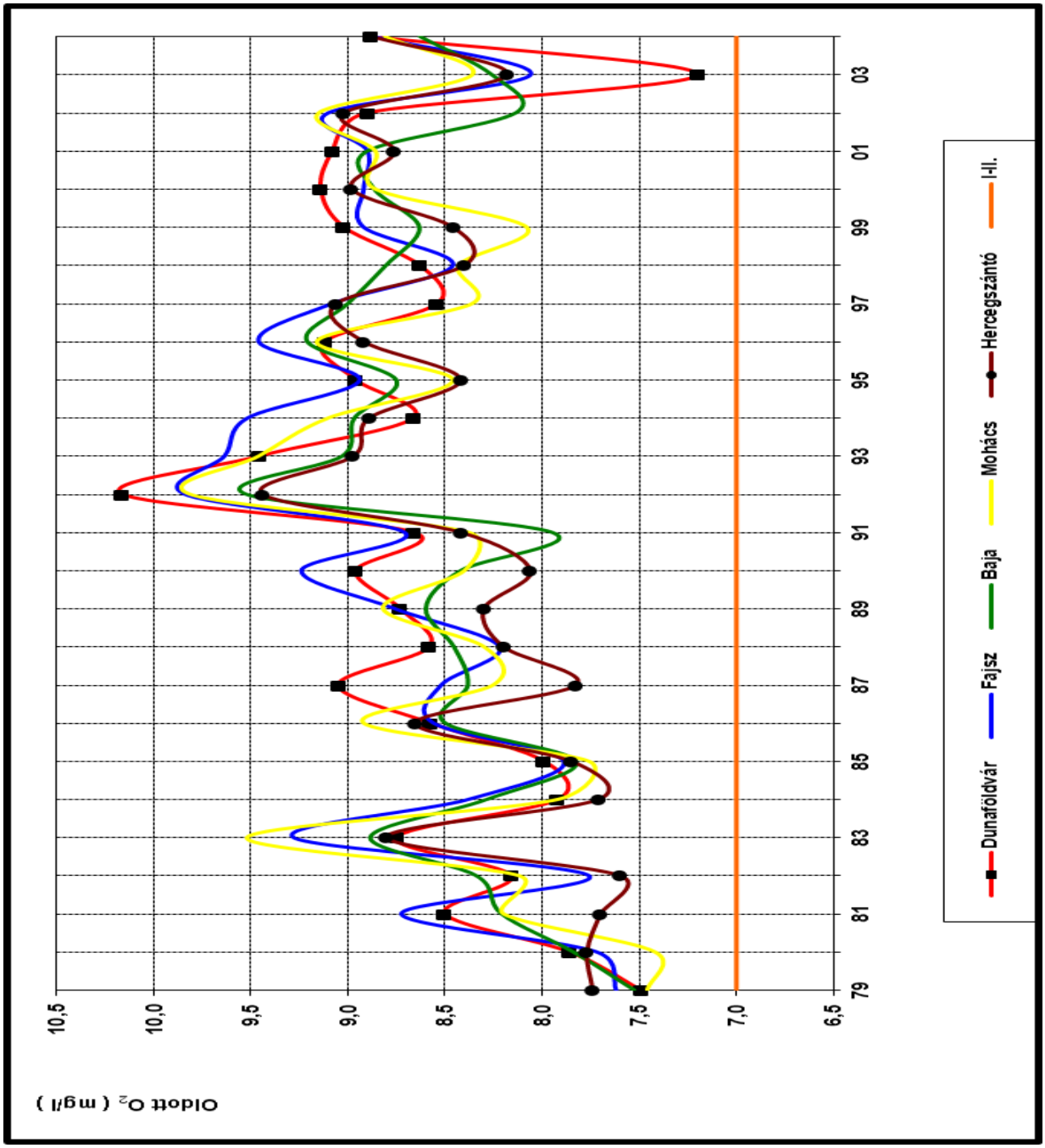
A klorofill-a, és különösen a kőolaj és származékai vonatkozásában valószínűsíthető, hogy azok alakulása a jövőben is további kedvezőbb képet mutat. Konkrétumként megemlítjük, hogy az utolsó öt év (2000-2004) alapján elvégezve a minősítést a kőolaj és származékai már csak III. osztályúak voltak.

A vízhőmérséklet emelkedésével kapcsolatban elsősorban arra hívják fel a figyelmet, hogy annak mértéke Fajsznál nem volt nagyobb, mint Dunaföldvárnál, ami egyértelműen arra utal, hogy a középről vett minták esetében az Atomerőműnek nincs kimutatható hatása a Duna hőmérsékleti viszonyaira.

A különböző vízminőségi jellemzők éves adatainak időbeli és hossz-szelvénybeli változását grafikus formában is elkészítették. Az ábrák elkészítésének célja a vízminőség időbeli változásának szemléltetése volt.

Az erre a célra készült ábrákon a minősítés (osztályba sorolás) alapjául szolgáló éves 90 %-os tartósságú értékeket tüntették fel az évek függvényében.

Az ábrák áttekinthetősége érdekében az eddigiekben tárgyalt hét mintavételi hely számát ötre csökkentették azzal, hogy a dunaföldvári szelvény három mintavételi pontja (bal part, közép, jobb part) közül csak a középső adatait ábrázolták. Feltüntették az ábrákon a szabvány azon határértékeit is, amelyek a szóban forgó vízminőségi jellemzők 90 %-os tartósságú értékek értéktartományába esnek. Az ábrák alapján megállapítható, hogy a vízminőség legtöbb komponense esetében a grafikonok "kötegelve" jelennek meg.



7.6.3—1. ábra Oldott oxigén éves 90 %-os tartósságú értékei (1979-2004)

Nagytétény-Hercegszántó szakasz

A Budapesti Műszaki Egyetem Vízellátás-Csatornázás Tanszéke 2004-ben a fenti szabvány alapján összefoglalta az elmúlt években mért vízkémiai komponenscsoportok évtizedes változásait a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán.

Az oxigénháztartás paraméterei közül a KOIps és KOI_{Cr} értékei az elmúlt három évtizedben rendre csökkentek. Az éves átlagokban azonban jellegzetes fluktuációkat figyeltek meg, így pl. emelkedést állapítottak meg 1982-1985 között, illetve ezt követően a kilencvenes évek elején. Ennek egyik fő oka a vízjárás változásaiban kereshető. Ezekben a csapadékhiányos, szárazabb időszakokban a Duna vizében szállított szervesanyag terhelés ugyanis „betöményedett".

Az oldott oxigén tartalom és a százalékos telítettség értékei a legtöbb esetben emelkedtek, illetőleg nem változott a folyó oxigéntartalma. Ez alól az egyetlen kivétel a nagytétényi szelvény százalékos oxigéntelítettségének csökkenése. A Paks feletti (Dunaföldvár), és alatti (Fajsz) szelvényekben egyaránt monoton csökkenést mutatnak a szervesanyag tartalmat jellemző indikátorok (KOIps, KOI_{Cr} és BOI_5).

A vizsgálati évekre vetítve megállapították, hogy minden vizsgálatba vont szelvény esetében a folyó biológiailag bontható szervesanyag tartalmának csökkenése alacsonyabb sebességű, mint a kémiai oxigénigény változása, azaz a KOI és BOI arány jellegzetesen eltolódott. Ez alapvetően két folyamat együttes hatása miatt alakult így. Az időközben megindult szennyvíztisztítási programok hatására csökkent a folyó biológiailag bontható szervesanyag tartalma, de a fennmaradó, ugyancsak csökkenő tendenciákat mutató növényi tápanyagterhelések miatt nőtt az algaprodukció.

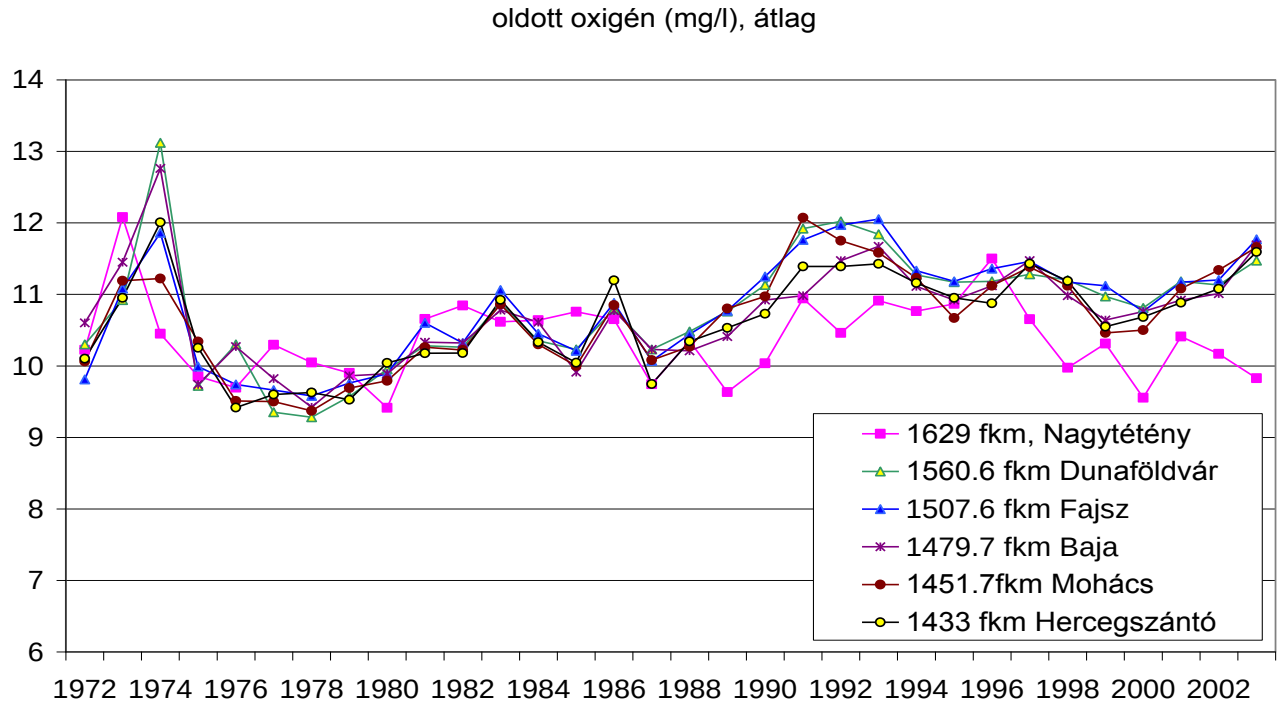
Összefoglalóan megállapították, hogy az oxigénháztartás jellemzői előnyösen változtak a vizsgált folyószakaszon az eltelt 30 év alatt, és a Paks feletti és alatti szakaszon nem mutatható ki előnytelen változás. A BOI_5 értékek tekintetében a vízminőségi osztályba sorolás 1998-tól kezdődően már Nagytéténynél is I. osztályt mutatott (egy év kivételével), illetve a Dunaföldvári szelvény minden esetben elérte a jó II. osztályú besorolást. Dunaföldvárnál 1987-től kezdődően (1991 és 1998 kivételével) 2003-ig a folyó besorolása a BOI_5 értékei alapján kiváló minősítésű I. osztályú lett. A törzshálózati mintavételi szelvényben azt is megállapították, hogy 1987-től kezdődően a vízminőség folyamatos I. osztályú, sőt ezen belül is javuló tendenciát mutat, kivéve az 1997 és 1998-as éveket, amikor a vízminőség egy osztályt romlott, de még mindig jó II. osztályú besorolást kapott.

A növényi tápanyagok tekintetében a trendek hasonlóan bíztató képet mutattak, sőt egyes esetekben itt még nagyobb mértékű csökkenést tapasztaltak. Ennek egyik oka a pontszerű szennyezőforrások szennyvizeinek biológiai szennyvíztisztító telepeken történő kiegészítő tisztítása (nitrifikáció, kémiai foszforkicsapatás), és a nagyüzemi mezőgazdaság alapvető átalakulása, továbbá az agrárterületekről bemosódó műtrágyák mennyiségének nagyságrendi csökkenése. Az egyetlen kivétel a nitrát, amely alig észrevehetően, nem szignifikánsan, de emelkedő trendet mutatott a vizsgált időszakban.

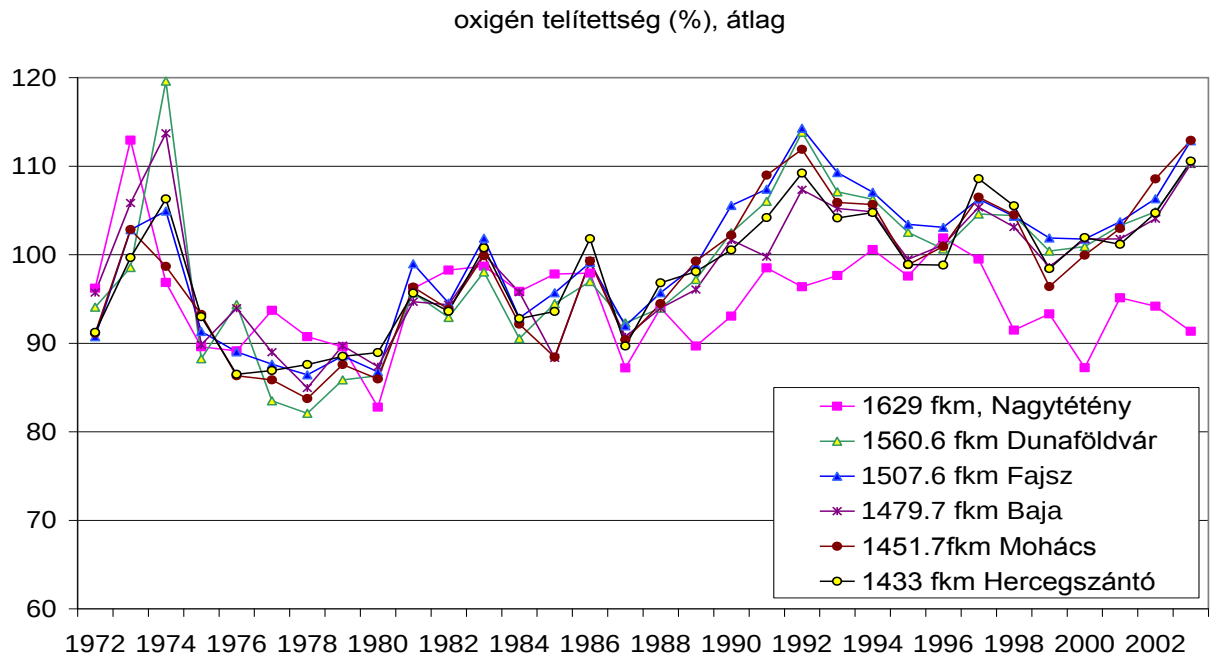
Az ammónium-nitrogén koncentrációja a Duna teljes vizsgált hossz-szelvényén elérte, vagy meghaladta a tűrhető III. vízminőségi osztály besorolást, de a nyolcvanas évek végétől kezdődően jó II. osztályúra javult, ezt követően pedig I. kiváló besorolást kapott. A nitrát-nitrogén a teljes vizsgált periódusban II. jó besorolású volt. Az egyik leglátványosabb javulást mutató komponens az ortofoszfát volt, amelynek a mennyisége az ezredforduló tájékán lecsökkent, és ez alapján a Duna az I. kiváló vízminőségi besorolást kapta.

Az egyéb mutatók közül a pH és az elektromos vezetőképesség jelzi a felszíni vizeket érő kommunális szennyvíz bevezetések hatásait. A Duna vezetőképessége nem, illetve alig változott a vizsgált három évtized folyamán, minden esetben I. kiváló besorolású volt annak ellenére, hogy az értékekben jól tükröződnek azok a fluktuációk, amelyeket a csapadékosabb és a szárazabb időszakok okoztak. Az éves átlagos pH értékek értékelése már feltételezi bizonyos bonyolultabb hidrobiológiai folyamatok figyelembe vételét is, így pl. a fotoszintetikus, illetve lebontási hatásokat, mely előbbiek emelik, utóbbiak pedig csökkentik a víz pH-ját. (Előbbinek azonban még napszakos ritmusa is van, míg a biodegradációs folyamatok hőmérséklet függése szintén megváltoztathatja a pH évszakos alakulását).

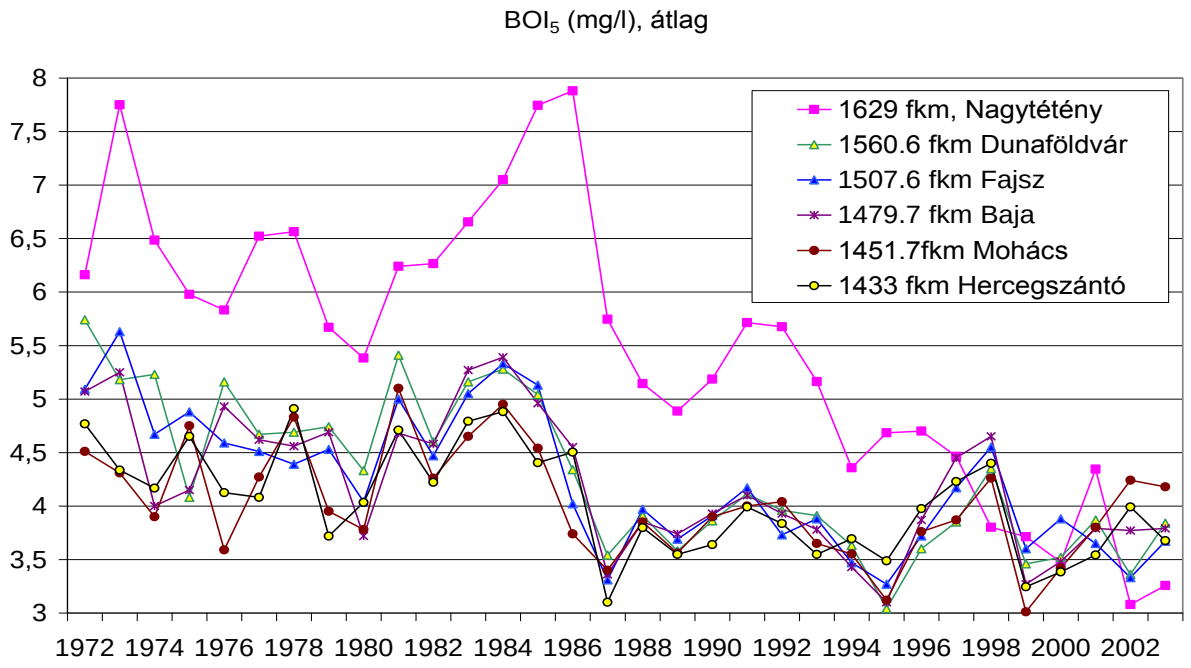
Az elmondottakat illusztrálják az oxigénháztartás, a növényi tápanyagok és az egyéb mutatóknak az alábbi ábrákon bemutatott éves átlagértékeinek változásai.



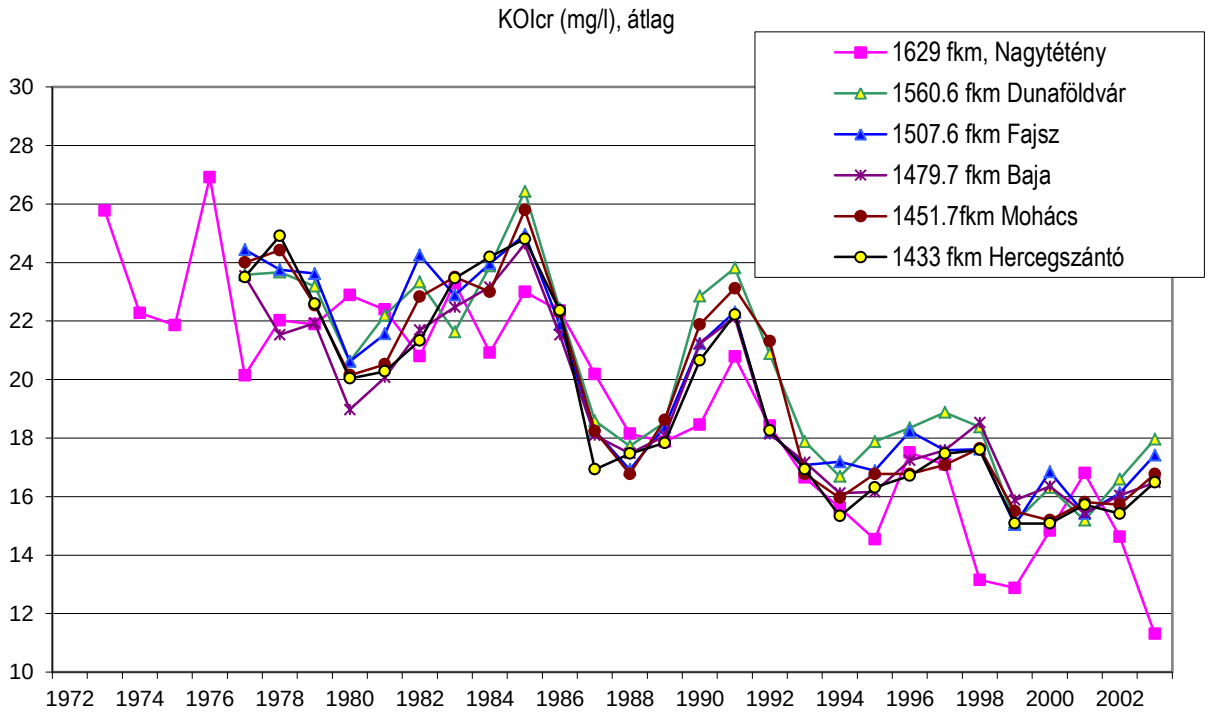
7.6.3—2. ábra Az oldott oxigéntartalom változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között



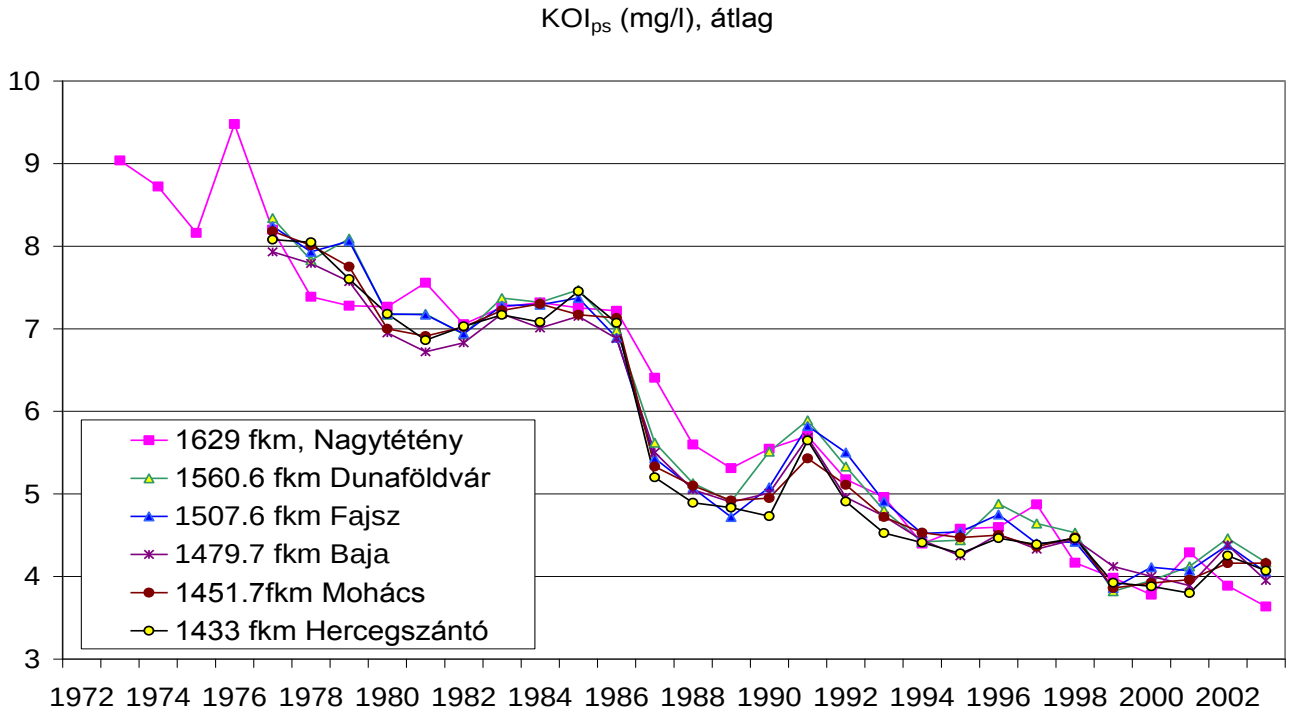
7.6.3—3. ábra Az oxigén telítettség változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között



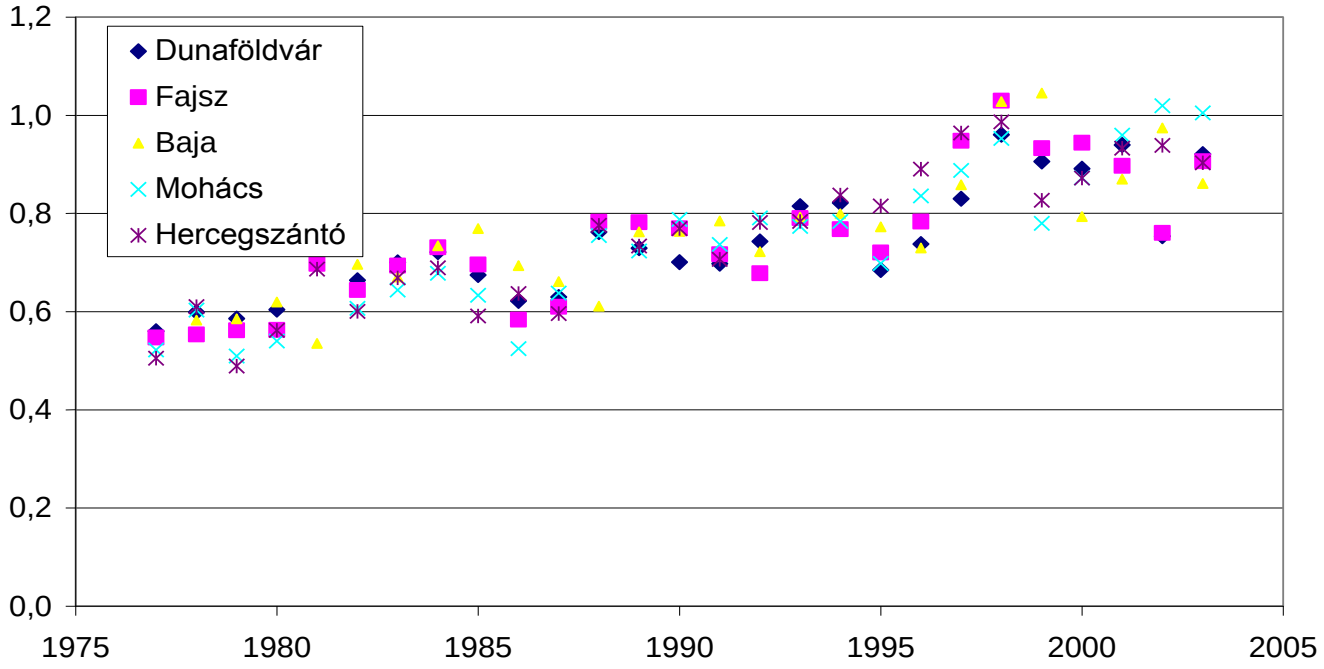
7.6.3—4. ábra A BOI_5 tartalom változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között



7.6.3—5. ábra A KOICr koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között



7.6.3—6. ábra A KOIps koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között

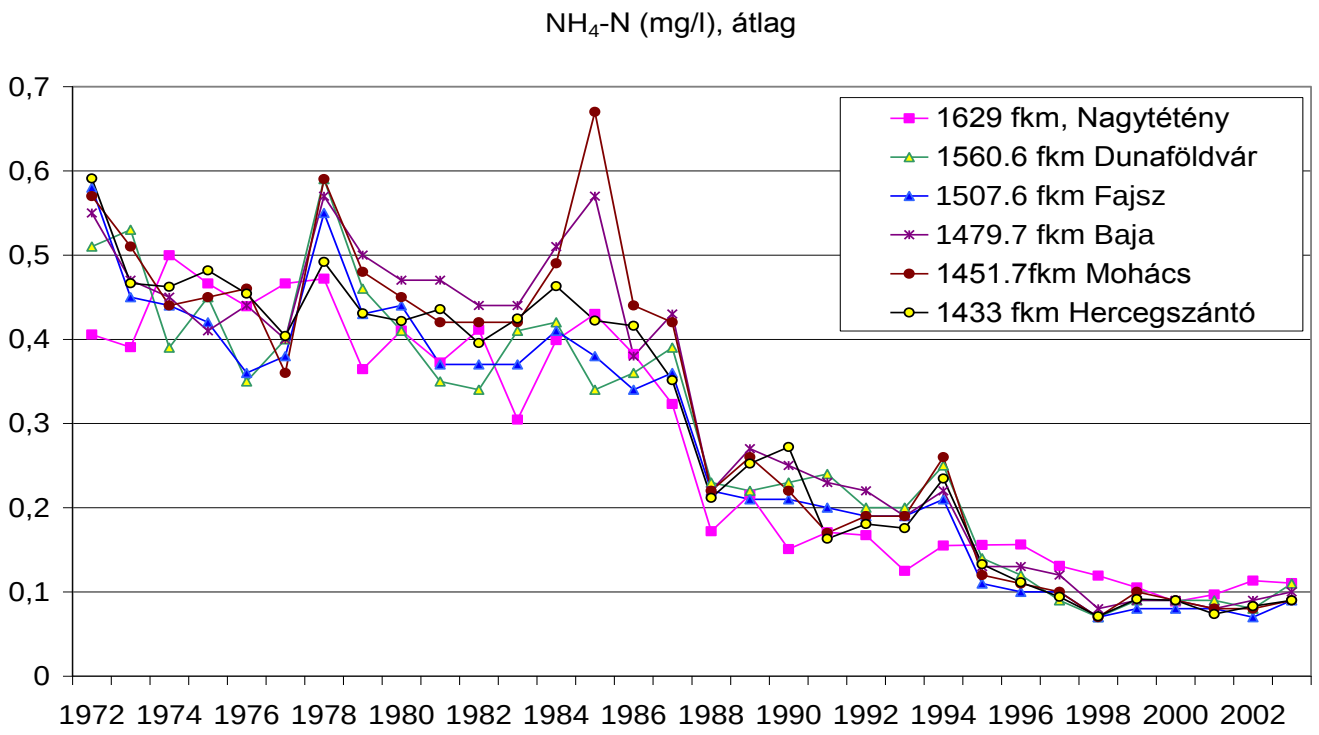


7.6.3—7. ábra A BOI/KOIps arányok változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1975-2003. között

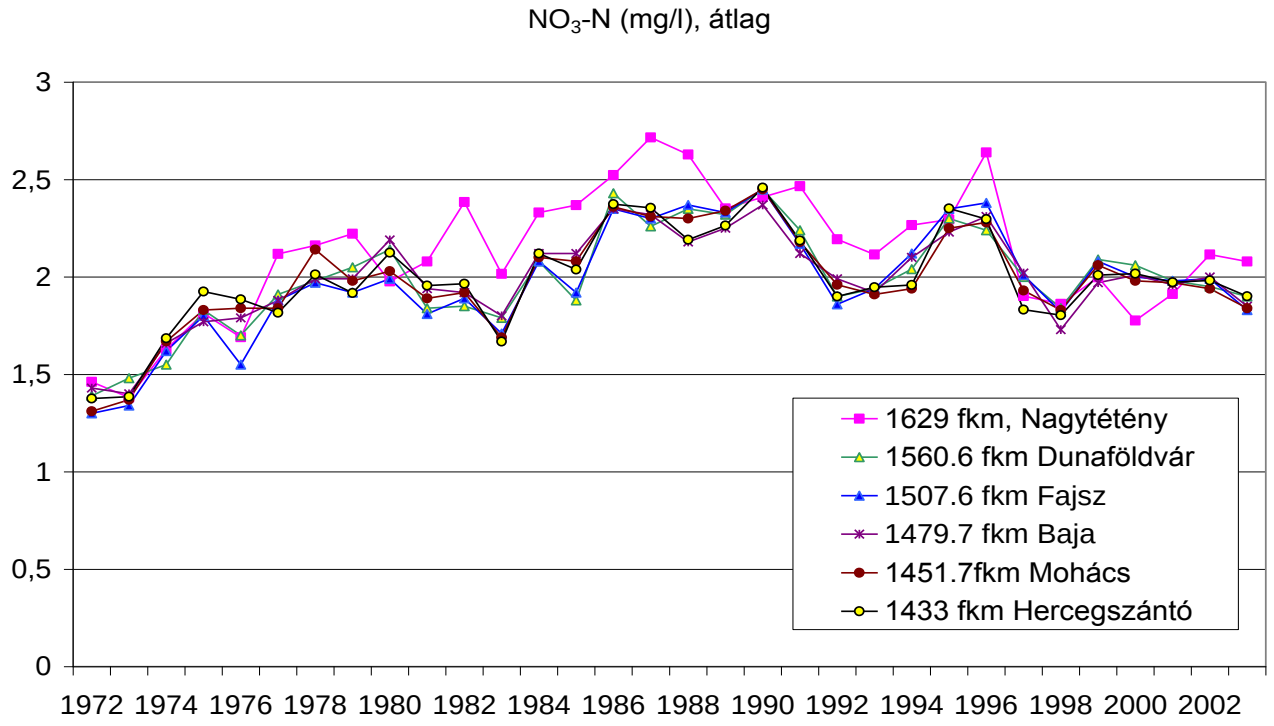
A növényi tápanyagok mutatóinak trendjét az alábbi táblázat tartalmazza.

Szelvény	Jellemzők	NH_4-N	NO_3-N	PO_4-P
Nagytétény	meredekség	-0,014	0,011	-3,817
	r2	0,854	0,090	0,691
Dunaföldvár	meredekség	-0,015	0,013	-4,290
	r2	0,862	0,210	0,725
Fajsz	meredekség	-0,016	0,015	-4,402
	r2	0,894	0,258	0,644
Baja	meredekség	-0,016	0,010	-3,975
	r2	0,821	0,168	0,715
Mohács	meredekség	-0,017	0,011	-4,195
	r2	0,777	0,154	0,633
Hercegszántó	meredekség	-0,017	0,010	-4,328
	r2	0,904	0,148	0,679

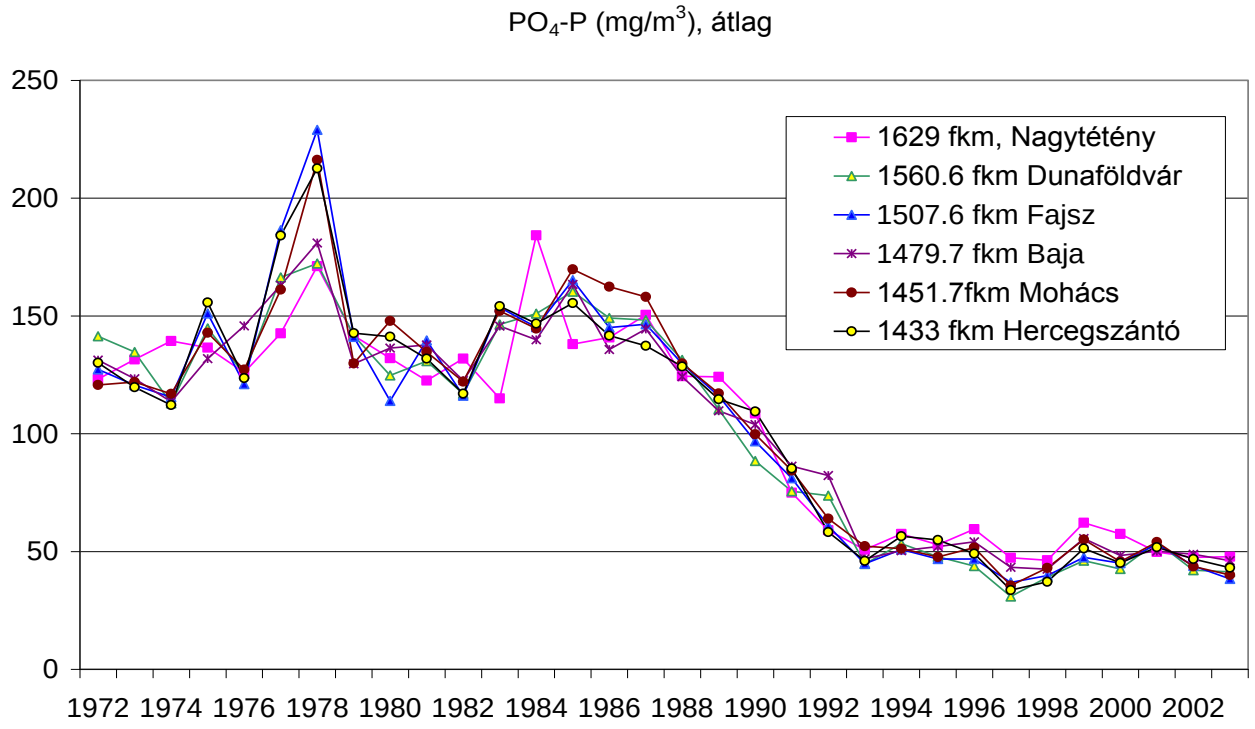
7.6.3.1-1. táblázat Trendek a növényi tápanyagok mutatóiban a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán



7.6.3—8. ábra Az ammónium-nitrogén koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között



7.6.3—9. ábra A nitrát koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között

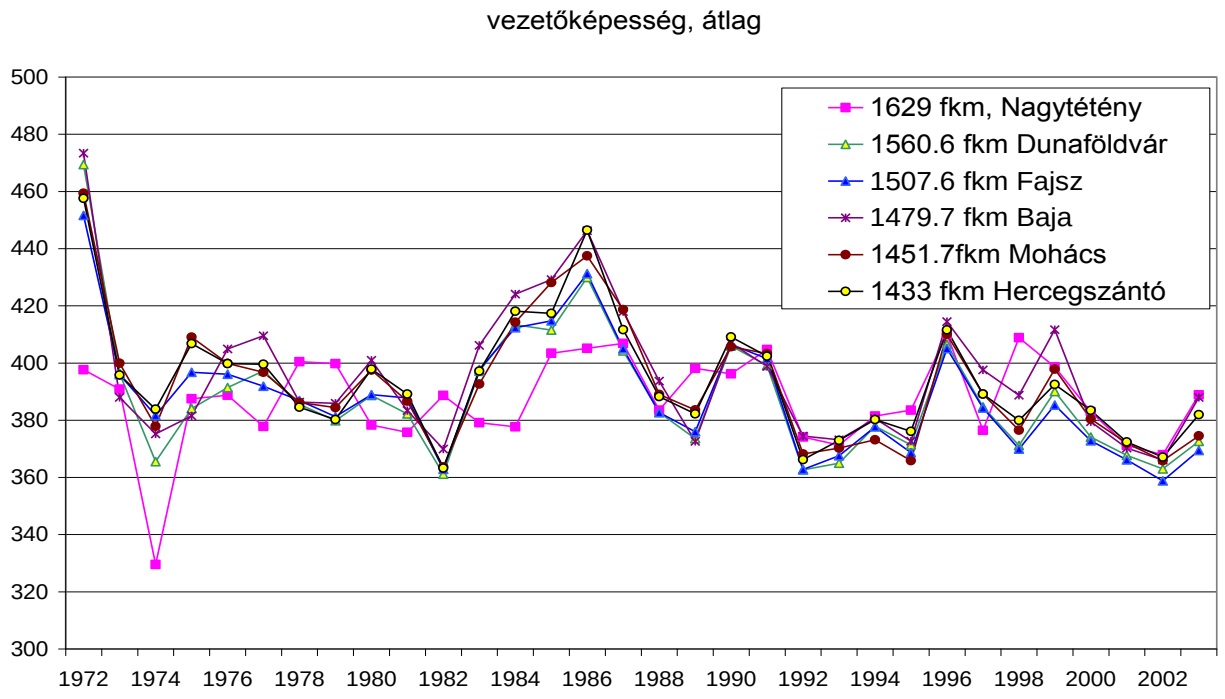


7.6.3—10. ábra Az orto-foszfát koncentráció változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között

Egyéb paraméterek

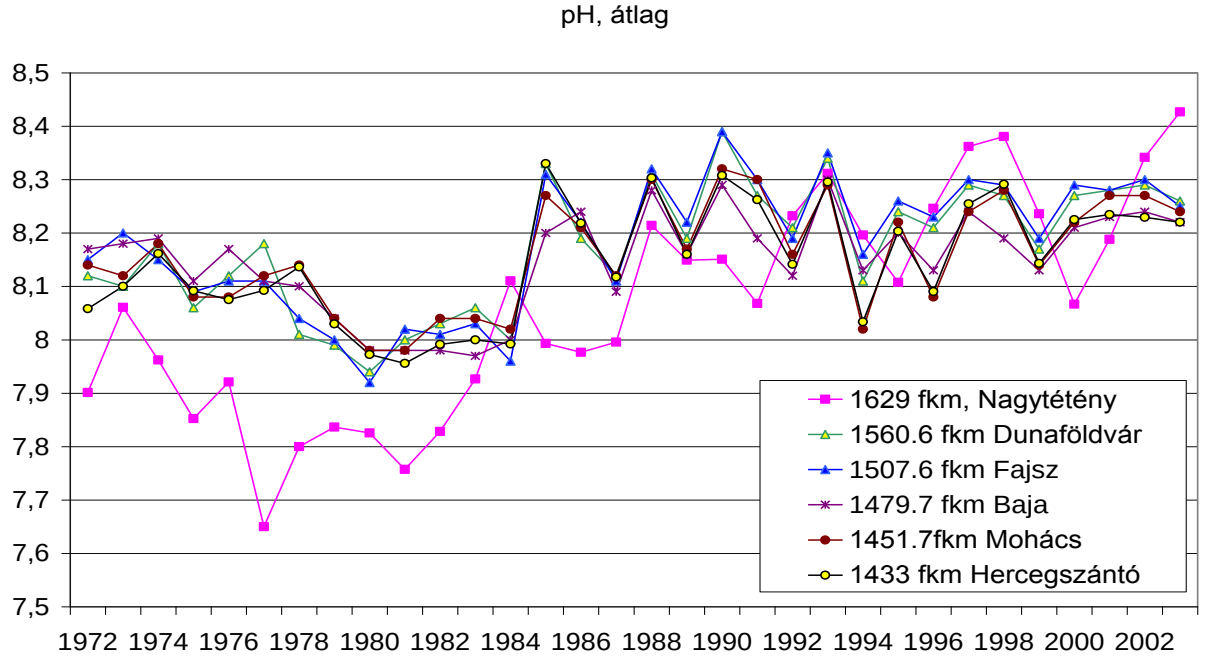
Szelvény	Jellemzők	pH	vezetőképesség
Nagytétény	meredekség	0,017	0,128
	r2	0,660	0,005
Dunaföldvár	meredekség	0,008	-0,954
	r2	0,386	0,157
Fajsz	meredekség	0,008	-1,099
	r2	0,375	0,248
Baja	meredekség	0,004	-0,788
	r2	0,187	0,094
Mohács	meredekség	0,006	-1,036
	r2	0,267	0,192
Hercegszántó	meredekség	0,006	-0,919
	r2	0,282	0,164

7.6.3.1-2. táblázat Trendek a vízminőség egyéb paramétereiben a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán



fajlagos elektromos vezetőképesség (µS/cm)

7.6.3—11. ábra A fajlagos elektromos vezetőképesség változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között



7.6.3—12. ábra A pH változásai a Duna Nagytétény-Hercegszántó közötti szakaszán 1972-2003. között

7.6.3.1.2 Hidegvíz csatorna előtti Duna szelvény és a hidegvíz csatorna - 1992-1996

Az Atomerőmű beindítása után, az Atomerőmű megbízásából a Budapesti Műszaki Egyetem Vízellátás-Csatornázás Tanszéke vizsgálta a hidegvíz csatorna előtti Duna szelvény, valamint a hidegvíz csatorna vízminőségét.

Az 1992-1996. között végzett vizsgálataik eredményei szerint az ásványi anyag mutatóinak éves átlag értékei nagy hasonlóságot mutattak, a víz sótartalma pedig csak igen kismértékben változott. A pH értékei 7,9-8,85 közöttiek, a szárazabb években kissé magasabbak, ami a fokozottabb algatevékenység eredménye.

Az oxigénforgalom mutatói közül az oldott oxigéntartalom a vizsgált időszakban egész évben közel telített, illetve túltelített értéket mutatott, ami I. osztályú vízminőségnek felel meg. A legnagyobb értékeket augusztusban és kora ősszel mérték. A kromátos és a permanganátos oxigénfogyasztás alacsony értékei a víz kis szerves anyag tartalmára utalnak. Az UV elnyelés és a TOC mérések eredményei alapján is hasonló megállapításokat tettek.

A folyó vizének növényi tápanyagtartalma (nitrogén és foszforformák) is alacsonynak mondható, stagnáló tendenciát mutatott. Az a-klorofill tartalom az évszakoknak és a vízállásnak megfelelően 20-183 mg/m^3 között változott.

7.6.3.1.3 Paks – Mohács - 1999-2003

A VITUKI munkatársai az 1999. novemberi, a 2001. augusztusi és októberi, a 2002. júniusi, továbbá a 2003. évi tavaszi, szeptemberi és októberi (tartós kisvízi állapotok) vízkémiai vizsgálatokat teljesen eltérő hidrometeorológiai viszonyok (vízhozam, vízhőmérséklet) között végezték. Ez a körülmény (összhangban a törzshálózati vizsgálatok eredményeivel) azt eredményezte, hogy azok a legtöbb mért jellemző vonatkozásában szignifikánsan eltérnek egymástól, amelyet több komponens esetében a vízminőségi osztályba sorolásnál is kimutattak.

Az általuk vizsgált mintavételi szelvények a következők voltak:

Paks komp 1534,0 fkm
Paks felmelegedett hűtővíz csatorna torkolata 1525,8 fkm
Paks nagy sarkantyú 1526,2 fkm
Uszod 1523,5 fkm
Gerjen-Foktő 1516,0 fkm
Dombor-Fajsz 1507,0 fkm
Baja 1480,0 fkm
Mohács 1440,0 fkm

Az eredményekből látható, hogy az **1999. novemberi** vízkémiai állapotfelvétel eredményei szerint a Paks-Mohács közötti Duna-szakasz vize az oxigénforgalmi mutatók alapján **I. vagy II.,** Foktő-Gerjen között, valamint a Fajsz-Dombori bal parti szelvényekben pedig **III. osztályú** volt.

A növényi tápanyag tartalom mutatói közül az összes-P koncentráció miatt a Foktő-Gerjen bal parti szelvény **a IV.** a többi mintavételi szelvény pedig **a III. osztályba** tartozott. Az a-klorofill tartalom alapján is **III. osztályú** volt a folyó vize. Az egyéb mutatók mennyisége tekintetében a vizsgált szelvények **I-II. osztályúak** voltak.

A **2001. és a 2002. évi vizsgálatok** eredményei szerint az oldott oxigén tartalom 9,9-13, mg/l (**I. osztály**), az oxigéntelítettség 75-119%, a BOI_5 1,7-11,9 mg/l, a TOC 1,8-3,8 mg/l és az összes-P 0,08-0,35 mg/l, az a-klorofill 0,7-62,0 mg/m^3(**I-III. osztály**), és a pH 7,2-9,2 (**I-IV. osztály**) értékei lényegesen kedvezőtlenebbek voltak, többnyire egy vízminőségi osztály kategóriát meghaladó eredményt mutattak a 2001 október elejei vizsgálatokéinál. A fentiekhez hasonló mérvű eltérés még további vízminőségi jellemzők esetén is kimutatható volt, de azoknál (általában) nem eredményezett vízminőségi osztály változást. A nitrogén spektrum tekintetében megállapították, hogy az ammónium-N (0,01-0,15 mg/l, és a nitrát-N tartalom (1,06-2,44 mg/l) ezzel szemben éppen fordított eredményt adott. A nitrit-N (0,01-0,02 mg/l) **I-II. osztályú,** a szerves-N 0,21-1,40 mg/l), és az összes-N (2,44-3,24 mg/l) között változott. A nitrogén-spektrum tekintetében az ammónium-N és a nitrit-N részesedése elhanyagolható (1,5-3,3%) volt, a nitrát-N % aránya pedig 17,5-79,4 között változott.

Az egyéb jellemzők közül a pH **I-II.** (Paks bal part **IV.**) osztályú, 7,2-9,2 között változott. Az elektromos vezetőképesség minden mintavételi szelvényben **I. osztályú** volt, értéke 300-350 µS/cm között változott. Az összes lebegőanyagra nem ad a szabvány határértéket, mennyisége 7-84 mg/l között változott, az összes oldott anyag pedig 200-286 mg/l volt. A vízhőmérséklet pedig a hossz-szelvény mentén 17,2-30,0 ^{0}C (utóbbi érték melegvíz csatorna torkolata jobb part) fokozatosan csökkentek. A felmelegedett hűtővíz hatása Dombori-Fajsz jobb partig mutatható ki.

Összességében megállapították, hogy az oxigéntelítettség, a BOI_5, és az a-klorofill tartalom átlaga monoton csökkenést mutatott az idő függvényében. Azt is megállapították, hogy a felmelegedett hűtővíz csatorna jobb partjánál mutatta az oldott oxigén, az oxigéntelítettség, BOI_5, az összes-P és az a-klorofill legkedvezőtlenebb értékeket.

Eredményeik szerint az Atomerőmű felmelegedett hűtővizének hatása a hossz-szelvény mentén csak a vízhőmérséklet, kismértékben az oldott oxigén tartalom (minimum) és az oxigéntelítettség (maximum) változásaiban nyilvánul meg.

A szerves mikroszennyezők vizsgálati eredményei szerint a vízminták TPH analízise a Duna víz megfelelő tisztaságát mutatta. A kissé nagyobb értékek valamilyen friss, véletlenszerű szennyeződésre utalnak. Az üledékminták TPH szennyeződése szintén elfogadható határon belül volt, bár valamivel nagyobb az átlagnál. A felmelegedett hűtővíz csatorna torkolata jobb parti minta szintén egyszeri szennyeződésre utalt. Itt 2001-ben, 2002-ben és 2003-ban alkalmi olaj és háztartási szennyvízre jellemző komponenseket is azonosítottak. 2001-ben pásztázó felvételt is készítettek, amellyel egy metabolizált könnyű olaj frakciót (gázolaj, kerozin), kevés magasabb szénatom számú normál szénhidrogént, és fekális szteroidokat mutattak ki, melyek koncentrációi az évek során fokozatosan csökkentek

A Duna vizében a poliaromás szénhidrogének (PAH) és a poliklórozott bifenilek (PCB) mennyisége az átlagos Duna-szennyeződésnek megfelelő szintet mutatta. Gázolaj szennyeződés maradványok (naftalin, acenaftén, antracén, fenantrén), valamint égéstermékek nyomai (fluorantén, pirén, benzantracén, krizén) kimutathatók voltak ugyan, de ezek kis koncentrációban voltak jelen. A lipofil-vegyületek ezekhez kötődnek, ezért a mért értékek lebegőanyag függőek. A

fluorantén, pirén, benzo/b- ill. k./ fluorantén mennyisége általában a legnagyobb volt (PAH), de azok jellemzően fűtésből és a közlekedésből származnak.

A 2001-ben mért eredményekhez viszonyítva 2002-ben a PCB koncentrációja a kimutatási határ alá csökkent. Az üledék esetében a szennyezés mértéke szintén az átlagos Duna szintjének felelt meg. Az üledékmintákban nyomnyi kőolaj és háztartási szennyvizekre jellemző komponenseket is azonosítottak.

A 2002-es mérési eredményeik azt mutatták, hogy a régebbi szennyeződések koncentrációi egyrészt a természetes lebomlás miatt csökkentek, másrészt pedig nem volt komolyabb utánpótlásuk, iletve az árvizek is levihették vagy szétteríthették a szennyezett iszapot.

2003-ban az oxigénforgalom mutatói közül az oldott oxigén tartalom és az oxigéntelítettség minden mintavételi szelvényben **I. osztályú** volt. A legnagyobb oxigén tartalmat és telítettséget a kora tavaszi vizsgálatok idején mérték, amikor az értékek 10,9-12,7 mg/l és 105-121 % között változtak. A maximumok a felmelegedett hűtővíz csatorna torkolata alatt, továbbá Gerjen és Dombori térségében voltak. Az oldott oxigén tartalom és a telítettség értékei is jobbak voltak, mint az előző években.

A BOI_5 értéke 3,8-4,9 mg/l között változott, márciusban a legtöbb szelvényben II. osztályú volt. Április végén a felmelegedett hűtővíz csatorna torkolata alatt, Uszódnál és Domborinál (sodor) pedig III. osztályú, szemben a legtöbb szelvény II. osztályú értékeivel. A szeptemberi és az októberi vizsgálatok idején pedig már minden szelvényben I. osztályba tartozott a Duna vize a BOI_5 alapján. A 2003. évi javuló tendencia azt eredményezte, hogy sok esetben szintén egy osztályt jelentő javulást mutatott.

A TOC értéke a vizsgálatok idején a mintavételi szelvényektől függetlenül végig I. osztályú volt (0,6-2,8 mg/l).

A növényi tápanyagok közül az ammónium-Na márciusban csak három szelvényben (Paks komp, nagy sarkantyú, Dombori) volt II. osztályú (max. 0,47 mg/l), a többiben pedig I. osztályú. A nitrit-N márciusban és áprilisban mintavételi szelvényektől függően a legtöbb helyen I-II. osztályú, Dombori (közép) és Baja (jobbpart) térségében pedig III. osztályú volt (max. 0,04 mg/l Paks térsége). Ősszel kissé nagyobbak voltak az értékek, a legtöbb mintavételi helyen II. osztályú volt a Duna vize, de hat szelvényben III. osztályú. Ezek az értékek kismértékű romlást jeletek a korábbi évek mérési eredményeivel összehasonlítva. A nitrát-N értékek változásában értékelhető tendenciát nem lehetett megállapítani, hasonló nagyságúak voltak, mint a 2002-ben mértek (1,36-3,40 mg/l).

A szerves N-re és az összes N-re vonatkozóan a szabvány nem ad határértékeket, így csak a mérési eredmények értéktartományának ismertetését végezték el. A szerves-N mennyisége 0,36-0,78 mg/l, az összes N-é pedig 1,80-4,54 mg/l között változott. Az értékek változásában értékelhető tendenciát nem lehetett megállapítani, kismértékű csökkenést állapítottak meg a 2002-ben mértekkel összehasonlítva.

A nitrogén spektrum vonatkozásában megállapították, hogy az ammónium-N és a nitrit-N részesedése 2003-ban is elhanyagolható volt, hasonlóan 2001-hez és 2002-höz. Összegük átlagosan 1,5-3,5% között változott. A nitrát-N és a szerves-N százalék arányai hasonlóan változtak az említett évekhez viszonyítva.

Az összes-P márciusban és áprilisban mintavételi szelvényektől függően többnyire I-II., míg szeptemberben és októberben II. osztályú volt. Az őszi vizsgálatok idején az értékek határozott növekedést mutattak. Mennyisége a négy mérés idején 0,0-0,15 mg/l között változott. 2001-ben és 2002-ben az összes P mennyisége általában kisebb volt, vonatkozik ez elsősorban a márciusi mérések eredményeire.

Az a-klorofill értéke alapján a folyó vízminősége márciusban mindenütt III. osztályú (40-60 mg/m^3), április végén a felmelegedett hűtővíz csatorna torkolata alatt, Uszód jobb parton és Gerjen bal parton IV. osztályú (80-95 mg/m^3), a többi szelvényben pedig III. osztályú volt, ami szeptemberben és októberben mindenütt II. osztályúra javult (5-33 mg/m^3). Ezek az értékek (különösen a kora tavasziak) sokkal nagyobbak voltak a 2001-ben és 2002-ben mérteknél, amit az eltérő hidrológiai körülmények okoztak.

Az egyéb jellemzők közül a pH márciusban II-III. osztály között változott, április végén még szintén magas (Uszód bal part kivételével II. osztály), szeptemberben és októberben pedig már I-II. osztályú volt. A nagyobb értékeket (8,2-8,6) márciusban mérték, míg ősszel azok többnyire 8,0 alattiak voltak. Az elektromos vezetőképesség mind a négy

vizsgálatkor minden mintavételi helyen I. osztályú volt, értéke 260-427 µS/cm között változott. Az összes lebegőanyagra és az összes oldott anyagra szintén nem ad határértékeket a szabvány, így ebben az esetben is csak az értéktartományokat hasonlították össze az előző évekkel, melyek szerint azokhoz hasonlóak voltak (összes lebegőanyag 3-102 mg/l, összes oldott anyag 220-384 mg/l).

A vízhőmérséklet esetében – határérték hiányában – szintén nincs mód az osztályba sorolásra. A mért értékeket illetően megállapították, hogy azok a négy vizsgálat idején egyik alkalommal sem lépték túl a 30 °C határértéket (max. 26,8 °C melegvíz csatorna torkolata) a nagy sarkantyúnál levő ellenőrzési pontnál.

Az előzőekben elmondottak jellemzésére felsorolták azokat a vizsgált kémiai jellemzőket, amelyeknél a négy mintavétel között osztályba sorolási különbség mutatkozott: BOI_5, ammónium-N, nitrit-N, összes-P és a-klorofill. Felsorolták azokat a mutatókat is, amelyek a legkedvezőtlenebb értékeket a melegvíz csatorna jobb part mintavételi helyen mutatták: oldott oxigén, oxigén telítettség, BOI_5 és a-klorofill.

A Duna vízkémiai paramétereiben mutatkozó hossz-szelvény menti változások értékelésekor megállapították, hogy statisztikailag szignifikáns vízminőségű osztály szintű változásokat nem lehetett kimutatni az országhatárig terjedő folyószakaszon. Hangsúlyozni kell azonban azt, hogy ez a megállapítás csak az un. „hagyományos" vízkémiai mutatókra vonatkozik, a szerves és szervetlen mikroszennyezőkre például nem.

A fentiekben ismertetett vizsgálati eredmények szerint a Duna vízminősége a vizsgált 1999-2003. közötti mérési időszak eredményeit figyelembe véve nem romlott.

1999-2003. között a rutin vízkémiai vizsgálatok mellett olyan mutatók vizsgálatát is elvégezték, amelyekkel az Atomerőmű felmelegedett hűtővizének egyéb hatásai is kimutathatók. A víz és az üledék mintákban policiklikus aromás, poliklórozott bifenil vegyületeket, valamint összes telített szénhidrogén tartalmat vizsgálták (PAH, PCB, TPH).

A szerves mikroszennyezők vizsgálati eredményei szerint a vízminták TPH analízise a Duna víz megfelelő tisztaságát mutatta. A kissé nagyobb értékek valamilyen friss véletlenszerű szennyeződésre utalnak. Az üledékminták TPH szennyeződése szintén elfogadható határon belül volt, bár valamivel nagyobb az átlagnál.

A Duna vizében 2003-ban a poliaromás szénhidrogének (PAH) és a poliklórozott bifenilek (PCB) mennyisége az átlagos Duna-szennyeződésnek megfelelő szintet mutatták. Gázolaj szennyeződés maradványok (naftalin, acenaftén, antracén, fenantrén), valamint égéstermékek nyomai (fluorantén, pirén, benzantracén, krizén) kimutathatók volta ugyan, de ezek kis koncentrációban voltak jelen.

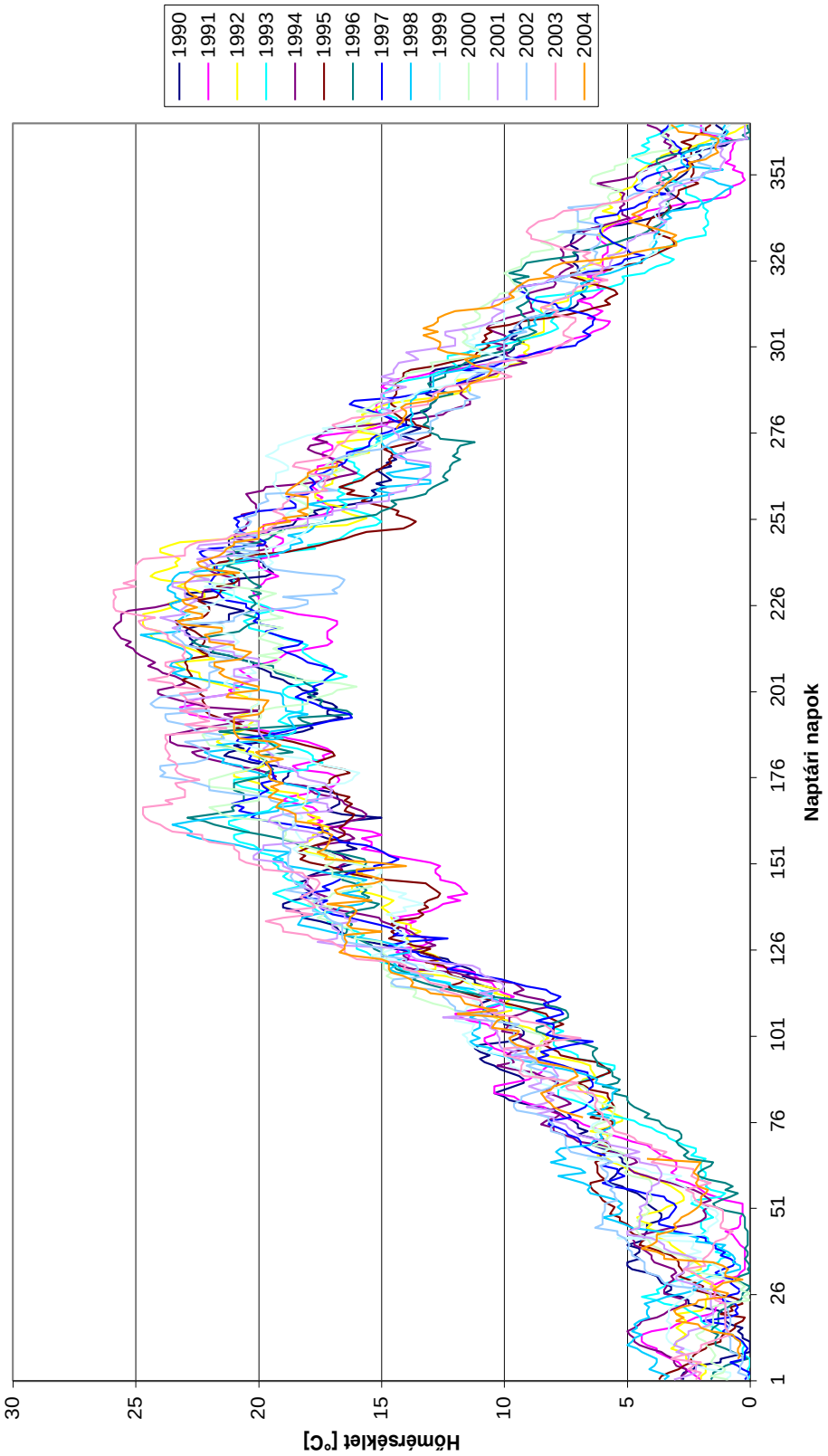
Az üledékben 2003 szeptemberében Uszód bal parti mintában mérték a legnagyobb PAH értéket, amely alkalmi gázolaj szennyeződésre utal. Ehhez hozzájárult az igen alacsony vízállás, aminek következtében lelassult a felhígulási folyamat és a szennyező komponensek kiülepedtek az iszapban. A Duna vízállása még októberben is igen alacsony volt, ezért a szennyeződés sokkal lassabban hígult, mint egy átlagos vagy magasabb vízállás esetén. Megállapították azt is, hogy a szennyező komponensek értékei a sodor és a jobb parti mintákban nagyobbak Gerjen –Dombori térségéig. Ettől folyás irányban lefele haladva a jobb és a bal parti értékek közel egyforma szintűek.

7.6.3.1.4 Duna vízhőmérséklete

<u>Az Atomerőmű üzembeállását követő vízhőmérsékletek értékelése</u>

Az Atomerőmű üzembeállása óta folyamatosan foglalkoznak a Dunába visszavezetett hűtővíz környezeti hatásaival, az okozott hőterhelés kérdéseivel és az esetleges káros vízminőség változást jelentő hőszennyezéssel. Megállapításaik a következőkben foglalhatók össze:

A Dunának a hőterhelés szempontjából mértékadó nyári maximális vízhőmérséklete általában 21-24 °C, kivételesen eléri a 25 °C fölötti értéket is. A vízhőmérséklet idősorok jellegzetesek, a maximumok jól meghatározott időszakai a július elejétől augusztus közepéig tartó időszakra esnek.



7.6.3—13. ábra A paksi Dunavíz hőmérsékletek 1990-2004 között

- A dunai vízhozam (térfogatáram) éves menete kevésbé szabályos, de egyértelmű, hogy a folyó relatív hőterhelési maximumát jelentő alacsony vízállások legnagyobb valószínűséggel az ősz-téli időszakokban fordulnak elő;
- Dunai jellegzetesség, ami a hőterhelés veszélyét csökkenti az, hogy a magas vízhőmérsékletek kizárólag július-augusztusban, az 1000 m^3/s-ot megközelítő kisvizek pedig csak szeptembertől fordulnak elő.

Ezt a statisztikailag alátámasztott, valószínűsíthető helyzetet az 1992-1996. közötti évek rendkívül száraz és meleg nyári időjárása módosítani látszott. Az 1992. évi tartós kánikula olyan alacsony dunai vízállással párosult, amely az erőmű és a Duna kapcsolatában, a dunai hőterhelés vonatkozásában extrém helyzetet teremtett. A Duna hőmérséklete 1992. július 1-től folyamatosan meghaladta a 20 °C-ot, sőt július végétől a 22-23 °C-ot, majd augusztus 4-től a 24 °C-ot is, így a Dunába visszavezetett felmelegedett hűtővíz hőmérséklete a melegvízcsatornában tartósan 30 °C körül volt. Ugyanakkor az Atomerőmű előtti vízszint fokozatosan apadt, sőt augusztus közepétől 86 mBf érték alá csökkent. A fenti kritikus hidrológiai-vízminőségi helyzetben az Atomerőmű a vízminőségvédelem érdekében többlet hidegvíz hozzákeveréssel csökkentette a visszavezetett hűtővíz hőmérsékletét, így biztosította a hőmérséklet korlátok betartását.

1994-ben hasonlóan szélsőséges volt az időjárás, augusztus 6-án 26 °C vízhőmérsékletet mértek a Dunában, a vízszint pedig 85,74 mBf volt. Az Atomerőmű erre felkészült és megfelelő hűtővíz mennyiség szivattyúzásával még ilyen körülmények között is biztosította a hőmérsékleti korlát betartását. Ehhez a karbantartások ütemezése is hozzájárult, mivel a nyár a főjavítások időszaka. Az 1993., 1995. és 1996. évek nyarai mentesek voltak a szélsőségektől, aminek eredményeként nem folytatódtak az általános felmelegedésre utaló trendek.

A 2003. évi időjárás szintén szélsőséges volt, emiatt a Duna vízjárását a magas vízhőmérsékleti értékekkel egyidejűleg tartósan alacsony vízhozam értékek jellemezték.

<u>Az 1999-2004. között végzett helyszíni vízhőmérséklet mérések eredményei</u>

A fenti időszakban a telephely-jellemzési program keretében a vízkémiai, hidrobiológiai és az áramlási sebesség mérések során a vízhőmérséklet méréseket is végeztek.

A mérések alapján megállapították, hogy magas Duna-víz hőmérsékletnél az erőmű melegvízcsatornájának beömlési pontjától mért 500 m-re lévő mérési pontig a vízcsóvában mérhető hőmérséklet 6-6,5 °C-ot csökken. Alacsonyabb Duna-víz hőmérsékletek esetén ezek az értékek 3,4-5,1 °C között változtak. A helyszíni mérések eredményei is igazolták, hogy az előírt hatósági korlátok betarthatók. A teljesítménynövelés vízjogi engedélyezéséhez készült vizsgálatok alapján azt is megállapították, hogy ebben a teljesítménynövelés sem fog számottevő változást okozni.

A Paksi Atomerőmű Rt. óránként méri a melegvíz csatorna fölött a Dunában és a melegvízcsatornában a vízhőmérsékleteket, továbbá azokból számítja a ΔT értékeit. Méréseik célja annak a megállapítása volt, hogy a visszavezetett hűtővíz és a befogadó (Duna) közötti hőmérséklet különbség az előírt 11 °C-nál, ill. +4 °C alatti Duna víz hőmérséklet esetén 14 °C-nál nem lehet-e nagyobb.

2003 nyarán magas léghőmérsékletek között a melegvízcsatornában a víz hőmérséklete 30,1-33,0°C között változott (júniusban 7, júliusban 28, augusztusban pedig 9, azaz összesen 37 napon át). Ugyanekkor a ΔT értéke 6,2-8,3 °C között változott, ami messze nem érte el az előírt max. 11°C-ot. Az előírt max. 30 °C a hatóságilag kijelölt ellenőrző pontig, azaz a melegvízcsatorna torkolata alatti 500 m-es szelvényben ezekben az esetekben is tarható volt a viszonylag kis bevezetett mennyiség és az elkeveredés hatására.

Az őszi és a téli időszakban 30 °C-ot meghaladó vízhőmérséklet a hőcsóvában és a Dunában nem várható, mivel a ΔT értéket a meleg víz visszakeverés mértékével szabályozza az Atomerőmű.

Ez azt mutatja, hogy – ha a Duna vizének természetes hőmérséklete meghaladja a 23 °C-ot – az Atomerőmű felmelegedett hűtővizének hatására a melegvízcsatornában a víz hőmérséklete meghaladhatja a hidrobiológiai szempontok alapján kritikusnak ítélt 30 °C hőmérsékletet. Mivel azonban mennyisége nem számottevő a Duna vízhozamához képest, így a torkolata alatt 500 m-re levő nagy sarkantyúnál az elkeveredés miatt a melegvíz csóva

hőmérséklete általában már 3-6 °C-al csökken. Amennyiben a hőmérséklet korlátok betartása érdekében intézkedések szükségesek, azt az Atomerőmű műszaki beavatkozásokkal (a MÜSZ előírása szerint többlet hűtővíz visszakeverés, amennyiben a kondenzátor-hűtővíz forgalom tovább nem növelhető, akkor blokk vagy blokkok a korlátozás betartásához szükséges mértékben való leterhelése, végső esetben leállítása) minden körülmények között biztosítani tudja.

Az Atomerőmű hűtővizének Dunában történő elkeveredése

A Paksi Atomerőmű hűtővizének Dunában történő elkeveredés-vizsgálata már az erőmű üzemelésének megkezdése előtt napirendre került. A vizsgálatok kezdetben egymástól jelentősen különböző technikákkal folytak. A kezdeti mérések alapján sikerült kialakítani azt a felvételezési technológiát, amely gyakorlatilag a mai napig használatban van. A felvételek feldolgozása a számítástechnika és térinformatika fejlődése következtében azonban lényegesen megváltozott az elmúlt két évtizedben.

Az 1981. és 2005. közötti húsz éves időszakban a Paksi Atomerőmű hűtővizének a Dunában történő elkeveredés-vizsgálatára végzett termoviziós légifelvételezések időpontjai:

- 1981. (Még az erőmű 1-es blokkjának üzembe helyezése előtt történt egy légi felmérés a Paks környéki Duna-szakaszon, a Villamosenergiaipari Kutatóintézet szervezésében, több tiszai és dunai erőműre kiterjedő vizsgálat keretében.)
- Vízügyi Filmstúdió 1983-1985 között végzett felvételezései: 1983. január 26. (normál pankromatikus, nem termofelvétel), 1983. október 3., 1984. október 24., 1985. január 26.
- VITUKI Argos Stúdió 2002-2005-ban végzett felvételezései (2002. augusztus 27., 2003. február 12., 2005. november 20.)

A vizsgálatok célja a Dunát érő hőterhelés jellemzőinek, azaz a melegvíz-csóva alakjának, kiterjedésének, felszíni hőmérséklet eloszlásának meghatározása volt.

A hőtérképek jó közelítéssel a középvízi vízállás tartományban kialakuló áramlási képet mutatták be. Kivételt képez ez alól a 2002. évi felvétel, mely a közepes nagyvízi hozamhoz közelítő vízhozamnál történt.

A hasonló vízállás és vízhozam viszonyok alapján a közepes kisvízi állapot jellemzésére kiválasztották az 1983. és 1984. évi felvételezéseket. A két hőkép alapján megállapították, hogy a hőcsóvák jellemzői jó egyezést mutatnak.

A középvízi tartomány jellemzésére az 1985. január 26-i és a 2003. február 13-i hőfelvételek alkalmasak voltak. A hőtérképek egybevetésével megállapították, hogy a hőcsóvák alakja és elkeveredési viszonyai nagymértékben hasonlóak.

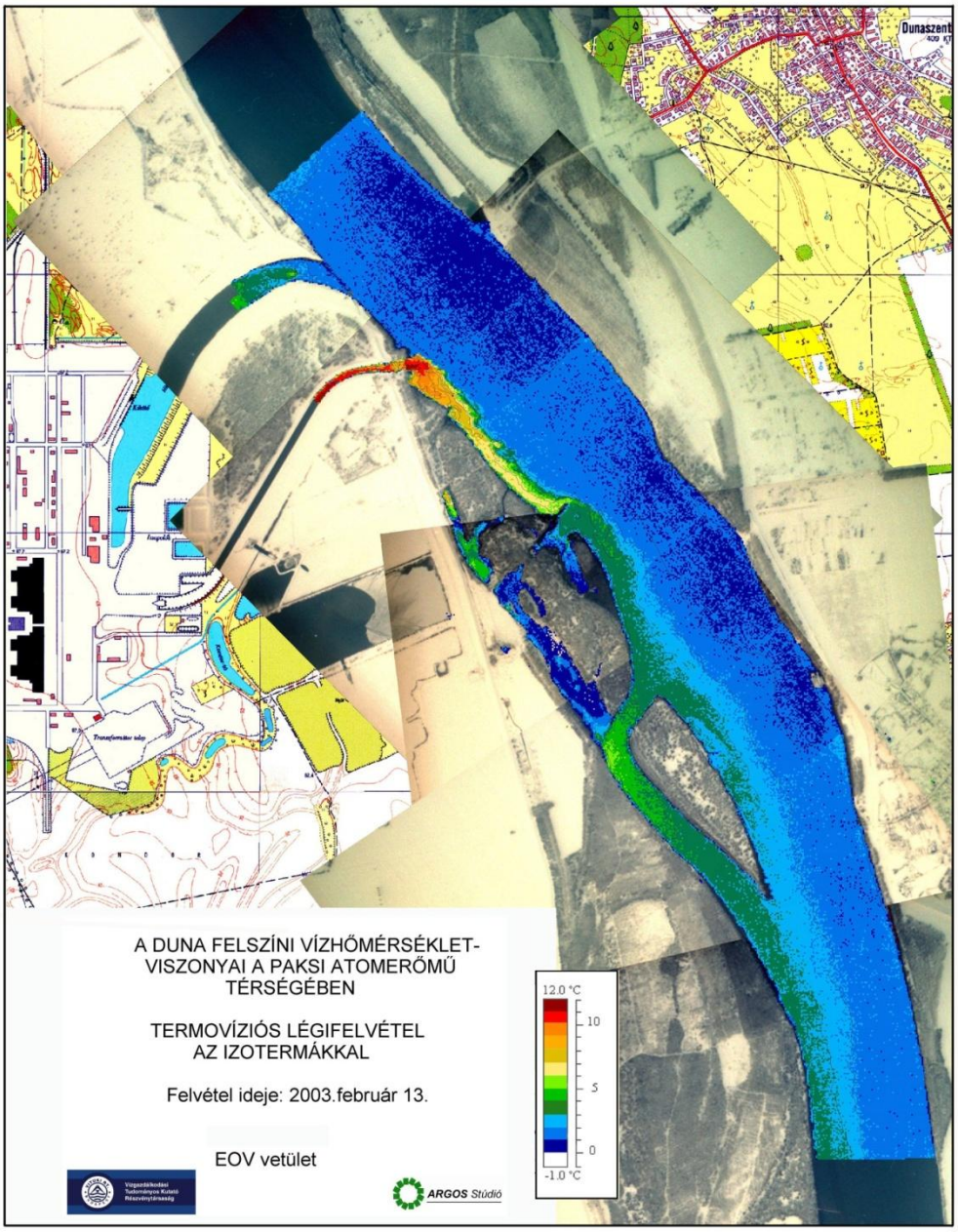
Az 1981. és 2005. között az Atomerőmű hűtővízcsóvájának távérzékelési módszerekkel végzett vizsgálatainak legfontosabb megállapításai összefoglalóan a következők:

- Függetlenül a felvételezés időpontjától (nyári, őszi, téli) és a Duna, illetve a visszavezetett felmelegedett hűtővíz vízhozamától (1, 2, 3 vagy 4 blokk működik) a beömlés alatti néhány (1-2) km-es szakaszon a hőcsóva viszonylag homogén, a beömlési turbulencián kívül elkeveredés alig történik. Kivételt képezett az 1985.01.26-i felvétel, amely szerint a nagy sarkantyú vonalában – a beömléstől számított mintegy 500 méterre – az elkeveredést jórészt megtörtént.
- A hőcsóva mindig a jobb parthoz símulva vonul le és behatol a zátonyok közötti vízterületekre is.
- A hőcsóva elkeveredése túlnyomó részben, mintegy 95 %-ban a beömléstől számított 4-5 km között megtörténik.
- A hőcsóva az eddigi felvételezések alapján nagyjából a Gerjen-Bátya vonalig követhető, ami a beömléstől számítva 10 fkm-nek felel meg.

Felhívták a figyelmet arra, hogy a termoviziós vizsgálatok csak az adott víztest (Duna) felszíni hőmérséklet-különbségeit képesek detektálni, a felszín alatt, a mélységben történő elkeveredés, illetve hőmérséklet különbségek vizsgálatára, kimutatására nem alkalmasak. A mélységbeli (függély menti) hőmérséklet eloszlások változásait a VITUKI Hidraulikai

Intézete vizsgálta az érintett Duna szakaszon 8 db szelvényben a folyó 1527 fkm (hidegvíz csatorna torkolata felett) és az 1499 fkm (új szekszárdi híd) között.

A 2003.03.12-én az új szekszárdi híd szelvényében végzett függély menti hőmérséklet eloszlási vizsgálat a bal parton 8,2 méter mélységig 9 mélység közben mért eredményei 5,3 – 5,5 °C között mozogtak, míg a jobb parton a mért mélységintervallumokban stabil 6,6 °C hőmérsékletet mértek. Ez azt jelenti, hogy a melegvíz csóva feltételezett nyomvonalában a Duna teljes mélységi szelvényében 1,1 – 1,3 °C-al melegebb, mint a bal parti víztest. Vagyis a melegvíz csóva hatása 27 fkm-el a beömlés alatt még mérhető, ha minimális mértékben is. Ez azonban a végső hatásviselőkre (vízi élőlény csoportok) már nem releváns különbség. A Sió betorkolása alatt azonban (ennek hőmérsékleti és áramlási/keveredési hatásait is figyelembe véve) már a kimutathatósági határ alá esik a Paksi Atomerőmű vízhőmérsékletet befolyásoló hatása.



7.6.3—14. ábra A Duna felszíni hőképe a 2003. február 13-i légifelvételezés alapján

7.6.3.1.5 A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata

A **BME,** illetve a **BME INNOTECH Kft.** 1983 óta végzi a Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálatát, ami a Dunára, mint hűtővízbázisra, a hideg- és melegvíz csatornára, a tűzivíz- és biztonsági hűtőrendszerek vízminőségére és szennyeződéseire, a Duna kisvízi medrének és kisvízszintjeinek változásaira, a dunai hőterhelésre, a Faddi-Tolnai holtág rendszer vízpótlására, valamint a Paksi Atomerőmű Horgászegyesület horgásztavaira terjedt ki. A helyszíni monitoring keretében a Duna vízminőségét a hidegvíz csatorna kiágazása felett az 1527,0 fkm-nél, valamint a melegvíz csatorna torkolata alatt az 1526,0 fkm-nél vizsgálták.

Ezek a mintavételek megerősítették a törzshálózati mintavételi helyek vízvizsgálata alapján megállapított következtetéseket, melyek szerint az Atomerőmű használt vizeinek hatása a Duna hossz-szelvénye mentén elsősorban a vízhőmérséklet, és az oxigénforgalom mutatói, valamint egyes mikroszennyezők, kőolajszármazékok és a háztartási szennyvízre jellemző komponensek tekintetében volt kimutatható, a szennyezések koncentrációja csak kissé haladta meg a Duna-vízre jellemző átlagos értéket.

Az Atomerőműben évente 240–280 ezer m^3 kommunális szennyvíz keletkezik. Az Atomerőmű saját szennyvízkezelő telepe totáloxidációs, eleveniszapos technológiájú, kapacitása 1870 m^3/nap (657 ezer m^3/év). A tisztított szennyvizet csővezetéken keresztül a felmelegedett hűtővíz csatornába, az energiatörő műtárgy feletti szakaszra vezetik, ahol a használt hűtővízzel keveredve, több ezerszeres hígulással jut vissza a Dunába.

A Dunából kiemelt vizet nemcsak hűtővízként, hanem ipari pótvízként is használják. Az Atomerőműben évente mintegy 1 millió m^3 sótalan vizet állítanak elő ioncserés tisztítással. Az eljárás során évente 140–160 ezer m^3 savas és lúgos szennyezettségű ipari hulladékvíz keletkezik, amelynek semlegesítését és ülepítését 10 000m^3-es zagymedencékben végzik a hideg- és felmelegedett hűtővíz csatorna közötti területen. A medencék vízminőségét és kibocsátását rendszeres üzemi és hatósági kontroll ellenőrzi. A kibocsátás a tisztított kommunális szennyvizek gyűjtővezetékén keresztül történik, a felmelegedett hűtővíz csatorna energiatörő műtárgya feletti bevezetéssel.

A fentiekben felsorolt víztestek és műtárgyak vizének 2002-2009. között végzett vízminőségi vizsgálatait tartalmazó tanulmányaik eredményeit értékeljük.

DUNA

A **2002-ben végzett vizsgálatok** eredményei szerint a Duna vízminősége az utóbbi években javult. Ez a kedvező tendencia elsősorban a folyó felsőbb szakaszain üzemelő szennyvíztisztító telepek építésének, korszerűsítésének, és a Dunába tisztítatlanul bevezetett szennyvíz csökkenő mennyiségének tulajdonítható. A vízkémiai és vízbiológiai jellemzők - főként a legutóbbi évtizedben - általában kedvező irányban változtak, ami előnyös mind az Atomerőmű hűtőrendszereinek üzemeltetése és élettartama, mind pedig a dunai hőterhelés vízminőségi hatásainak szempontjából.

A vízjárás a januári kisvíz után a közepes és a közepes kisvizek tartományában ingadozott, majd márciusban igen jelentős árhullám vonult le, amelyet tartós apadás követett. Ennek során alacsonyabb vízálláskor és növekvő vízhőmérsékletnél végezték az áprilisi és júniusi részletes vizsgálatokat. Az augusztusi részletes vizsgálat a váratlan és rendkívüli magasságú árvíz utáni apadáskor, az októberi pedig a szeptember végén levonult árhullámot követően történt.

A vízhőmérséklet a december-januári nagy hidegek után viszonylag gyorsan emelkedett, tavasszal és a nyár elején csaknem folyamatos volt a felmelegedés, 23,4-24,1 ^oC volt a vízhőmérséklet, a nyári maximum pedig 24,4 ^oC volt. Ezt követően augusztus közepén, majd szeptember végén volt gyorsabb és jelentősebb hőmérséklet csökkenés.

A Duna 2002. tavaszi időszakában alacsony sótartalmú volt. A megemelkedő lebegőanyag tartalom az átvilágítottságot csökkentette, ennek ellenére az a-klorofill tartalom meglepően magas volt, ami a korai intenzív algatevékenységre utalt. Az oxigéntelítettség a februári 100 % alatti értékről a felmelegedés során 100% fölé emelkedett. A pH értékek kissé lúgos 8,4 - 8,5 tartományban voltak. A szervesanyag tartalomra utaló oxigénfogyasztás KOI_{ps} és KOI_{Cr} mért értékei (4,2, ill.13,8 g/m^3) az előző évekhez viszonyítva csak igen kismértékben növekedtek.

A növényi tápanyagtartalom nitrogén és foszforvegyületei a mért Duna-szakaszon stagnáló tendenciájúak voltak. Az a-klorofill mennyisége a tavaszi időszakban az erőteljes felmelegedés idején viszonylag nagy értékeket mutatott **(BME INNOTECH 2002).**

2003-ban a vízjárás az év első hónapjaiban is és nyáron is az alacsony és közepes vizek tartományában ingadozott, néhány rövid árhullámmal, de szélsőségek nélkül. Csak október elejétől következett be számottevőbb árhullám, de a hónap közepétől ismét apadt, és november közepén még mindig kisvíz uralkodott.

A vízhőmérséklet a január-februári nagy hidegek után csak későn, március második felében nőtt meg és csak április közepére érte el az átlagos értéket. Az átlagosnál melegebb tavaszi hónapokat követően a május végi-június eleji nyárias, sőt kánikulai időszak hatására már június elejére 20 ^{o}C-ot meghaladó értékre melegedett fel a víz, és hasonlóan magas, sőt kiemelkedő vízhőmérsékletű volt csaknem az egész nyári időszak. Október elejére a 16,4 ^{o}C-ra csökkent, majd a hónap végén és november közepére 7 ^{o}C körüli vízhőmérsékleteket eredményezett.

Tavasszal enyhén apadó vízállásnál a víz alig zavaros, lebegőanyag tartalma mérsékelt (15-27 mg/l), oxigéntelítettsége jó, a vízfelület uszadék mentes volt. A víz szervesanyag tartalma és a növényi tápanyag tartalma alacsony volt. Az elektromos vezetőképesség a Duna vízállásától függően 462-516 μS/cm értékek között változott. A pH értékek kissé lúgos 8,31 - 8,89 tartományban mozogtak. Az oxigéntelítettség mindkét esetben 116-126 %-os túltelítettséget mutatott. A szervesanyag tartalomra utaló oxigénfogyasztás KOIps és KOI_{Cr} mért értékei alacsonynak tekinthetők. A növényi tápanyagok alacsony-kissé emelkedő tartományban mozogtak. A trofitási viszonyok alakulását az a-klorofill mérésekkel vizsgálták. A 32,7 mg/m^3 érték a tavaszi időszakot tekintve viszonylag magas, ami az erősödő felmelegedésnek tulajdonítható.

A felszíni vizek osztályba sorolása alapján a Duna víz Paksnál az oxigénháztartás mutatói alapján az **I. (kiváló)** vízminőségi osztályba tartozott.

A nyári vizsgálatok idején a mért valamennyi mintavételi hely közül az a-klorofill tartalom mutatta a legmagasabb értéket. A 113,07 mg/m^3 a **IV.** vízminőségi osztálynak felelt meg. Az ebben az időszakban más erőműveknél folytatott vizsgálatok (Budapest, Csepeli Erőmű) szintén megerősítették azt, hogy ez a nagy a-klorofill érték már a Budapest alatti Duna-szakaszon jelentkezett, és Paks irányába haladva bekövetkezett a nagy, esetenként igen nagy algaállományok kialakulása.

A nyár végi tartósan alacsony vízállás hatása erősen tükröződik a vízkémiai paraméterekben is. A szokatlanul alacsony lebegőanyag tartalom miatt a Dduna vizének pH értéke az enyhén alkalikus tartományban (pH 8,0 alatt) volt, és az oldott oxigén szintje sem érte el a 100%-os telítettséget. Összességében a Duna vízminősége **II. jó,** illetve **I. kiváló** besorolású volt szinte valamennyi vízkémiai paraméter alapján.

Az őszi lehűlésnek indult vízben igen kedvezőek voltak az oxigénháztartás mutatói (KOI_{Cr}, oldott oxigén, százalékos telítettség). A pH és az elektromos vezetőképesség értékei az évszaknak megfelelő értéktartományúak voltak, enyhén alkalikus vegyhatást, és közepes elektromos vezetőképességet indikálva.

A **2004. évi vizsgálatok** eredményei alapján a dunai vízminőség változásairól, annak trendjeiről külön összefoglaló jelentést készítettek, amelynek eredményeit az archív anyagok összefoglaló értékelését tartalmazó jelentésünkben külön tárgyaljuk **(**BME INNOTECH **2004).** Az összefoglaló tanulmányt a független szakértő (Dr. Gulyás Pál, VITUKI Rt.) rendkívül hasznosnak nevezte, és eredményeit felhasználta az Atomerőmű élettartam hosszabbításával kapcsolatos EKHT, illetve KHT elkészítésekor.

A **2005-ben végzett mérések** szerint a Duna 6,8 ^{o}C hőmérsékletű, 442 cm erősen áradó paksi vízállásnál a víz zavaros, lebegőanyag tartalma megemelkedett, oxigéntelítettsége **II. jó, I. kiváló** (12,3 mg/l, 112% túltelített oldott oxigénben). A vízfelület erősen uszadékos. Az elektromos vezetőképesség értéke megemelkedett az áradás hatására (500 µS/cm), mely érték azonban a Dunán nem tekinthető kiugróan magasnak. A víz pH értéke 8,64, a víz szervesanyag tartalma (KOI_{ps} 3,3-5,9 mg/l) és a növényi tápanyag tartalma (ammónium-N 0,07 mg/l, ortofoszfát-P 0,1 mg/l, nitrát-N 2,8-3,18 mg/l). Az a-klorofill értéke (24,54-64,1 mg/m^3). A fenti mutatók alapján a Duna vízminősége a **II.-III. vízminőségi osztálynak** felelt meg.

A vízkémiai paraméterek alapján a **2006-ban mért dunai vízminőségről** összefoglalóan megállapították, hogy trofitási viszonyaiban (nitrit-N, nitrát-N, ammónium-N koncentráció, orto-foszfát-P és a-klorofill tartalom) tükrözte az elmúlt években, évtizedekben megfigyelt kedvező tendenciákat. **II. Jó** vízminőségi osztályba sorolást állapíthattak meg, esetenként (a nyári és kora őszi időszakban) erősen megemelkedő algaszámokkal. Hasonlóan kedvező kép volt leírható az oxigénháztartás paramétereit illetően (KOI_{Cr}, oldott oxigéntartalom és százalékos telítettségi értékek). A Duna szervesanyag tartalma, illetve ásványi anyag terhelése (az elektromos vezetőképességben mutatkozó értékek) alapján minden vizsgált vízminta a **I. kiváló osztályba** volt sorolható.

2006-ban a Duna trofitási viszonyaiban (nitri-Nt, nitrát-N, ammónium-N koncentráció, orto-foszfát-P és a-klorofill tartalom) folytatódtak az elmúlt években megfigyelt kedvező tendenciák. **II. Jó** vízminőségi osztályba sorolást állapítottak meg, esetenként (a nyári és kora őszi időszakban) erősen megemelkedő algaszámokkal. Hasonlóan kedvező kép volt leírható az oxigénháztartás paramétereit illetően (KOI_{Cr}, oldott oxigéntartalom és százalékos telítettségi értékek). A Duna szervesanyag tartalma, illetve ásványi anyag terhelése (elektromos vezetőképesség) alapján minden mért minta a **I.-II. kiváló-jó osztályba** volt sorolható **(BME INNOTECH 2006)**.

2007. tavaszán a Duna elektromos vezetőképessége közepesen magas 463 µS/cm, pH értéke (8,12-8,51), lebegőanyag tartalma meglepően alacsony (11,1 mg/l), majd áprilisban (29,0 mg/l) megnőtt a szervesanyag (3,4-7,5 mg/l), az ammónium-N (0,01-0,06 mg/l) és a nitrát-N tartalom. Az a-klorofill értéke is nagyon kicsi (kisebb, mint 10 mg/m^3) volt, de áprilisban már 115,0 mg/m^3-re nőtt. Egyedül a nitrát-N mutatott enyhén megemelkedett értéket (1,8-3,0 mg/l). Oldott oxigéntartalma 10,4 mg/l volt, ami 85,4%-os telítettségnek felelt meg. Összességében a Duna tavaszi vízminősége a sokéves átlag értéktartományától nem mutatott eltérést.

A nyári vizsgálatok idején a Duna már a jellegzetes nyári állapotát mutatta, alacsony KOIps értékekkel (3,5-5,7 mg/l) és alacsony lebegőanyag tartalommal (20,9-24,5 mg/l), **I. vízminőségi osztály**, továbbá magasnak mondható a-klorofill tartalommal (45,4-104 mg/m^3), **III-IV. vízminőségi osztály.** Mindezek az értékek a Duna eutróf állapotát és az intenzív fotoszintetikus tevékenységet jelzik. Ezt támasztják alá a helyszínen mért vízkémiai komponensek értékei is (oldott oxigéntartalom 9,2 mg/l, 108,5% telítettség, enyhén alkalikus pH érték 8,02-8,42, és elektromos vezetőképesség érték 377-379 µS/cm), amelyek a **I. vízminőségi osztálynak** feleltek meg. A növényi tápanyagok mennyisége (ammónium-N < 0,01 mg/l; nitrát-N 1,2 mg/l; nitrit-N 0,01 mg/l; ortofoszfát-P < 0,01 mg/l) igen kevés volt, ami a kiváló **I. vízminőségi osztályt jelent**. Az algaszámmal arányos a-klorofill mennyisége enyhén nőtt a júliusi állapothoz viszonyítva, 57,8 mg/m^3 értékre emelkedett. Összességében a Duna augusztusi vízminősége a sokéves átlag értéktartományától nem mutatott eltérést.

A meleg őszi napos időben végzett vizsgálat idején a víz oldott oxigéntartalma és telítettségi értéke viszonylag alacsony (8,4 mg/l, 89,7 %), pH értéke 8,08, az elektromos vezetőképességé 419 µS/cm volt. Összességében a Duna vízminősége megfelelt a szokás kora őszi állapotnak **(BME INNOTECH 2007).**

2008-ban a tavaszi mérések eredményei hasonlóak voltak az előző éviekhez, a Duna vízminősége az Atomerőmű térségében a **I.-II. kiváló-jó vízminőségi osztályokba tartozott.**

Nyáron és nyár végén a Duna vize lebegőanyagban közepes koncentrációt mutató (11,1-28,0 mg/l) és az átlagos (359 µS/cm), illetve azt lényegesen meghaladó elektromos vezetőképességű (620 µS/cm) volt. Szervesanyag tartalma pedig kedvezően alacsony (KOI_{ps} 3,1 mg/l) volt.

Ősszel a vízminősége további javulást mutatott, az alacsony vízállás hatására az elektromos vezetőképessége kissé megemelkedett (420 µS/cm), de szervesanyag tartalma változatlanul alacsony (2,9 mg/l) volt. Az a-klorofill mennyisége és az oldott oxigén telítettség értéke szokatlanul alacsony volt, utóbbi mindössze 50%-ot mutatott.

2009. kora tavaszán a Duna vize enyhén megemelkedett lebegőanyag és szervesanyag tartalommal volt jellemezhető, míg a-klorofill tartalma átlagos (24,8 mg/m^3) volt. Májusra ezek az értékek kisebb javulást mutattak, a lebegőanyag tartalom érzékelhetően csökkent és nitrát-N tartalma is a sokéves átlag alatt maradt. Oldott oxigéntartalma 9,7 mg/l, a %-os telítettsége pedig 105,4 volt.

Nyáron az oldott oxigéntartalom (8,2-9,8 mg/l), a telítettség (95,1-108,0%), a szervesanyag tartalom (KOI_{ps} 3,2 mg/l) és az a-klorofill tartalom alacsony (18,4-29,5 mg/m^3). Az elektromos vezetőképesség (408 µS/cm) a Duna ezen térségében

szokásos volt. A mért vízkémiai paraméterek I. **kiváló osztályba tartozó** vízminőséget jeleztek.

A 2009-ben megállapított dunai vízminőséget illetően elmondható, hogy a javulás tendenciája változatlan, illetve a késő nyári-őszi periódusban szokatlanul jó volt annak ellenére, hogy a tartós kisvizes időszakban a terhelések (szennyvízbevezetések) jóval kisebb arányú hígítást kaptak a folyóban. Nem elhanyagolható felvízi változás az, hogy 2009. augusztusától megindult a csepeli Központi Szennyvíztisztító Telep próbaüzeme (előreláthatóan 2010. februárig tart), amely már 2009-benm is érzékelhető változásokat hozott egyes - elsősorban bakteriológiai és biológiai – paraméterek esetében **(BME INNOTECH 2009)**.

A hideg- és a melegvíz csatorna

2002-ben a hidegvíz csatornában a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás folyamatosan csökkent a felmelegedett hűtővíz visszakeverés szakaszáig. Itt az intenzívebb áramlási viszonyok hatására erős a felkeveredés, ezért mind a lebegőanyag tartalom, mind az oxigénfogyasztás értéke megemelkedett.

A **felmelegedett hűtővíz oldalon** az oxigén telítettség a Dunához és a hidegvízoldalhoz képest kissé nagyobb volt, a szervesanyag tartalom azonban lényegesen nem változott. A felflotálódott, mérsékelt mennyiségű hab sok kovaalgát, kerekesférget, planktonrákot tartalmazott. A magasabb hőmérséklet és a mechanikai károsodás következtében ezek egy része elpusztul, és ennek következményeként a hab halszagú. A csatornák mentén és a torkolatoknál bevonatképző szervezetek az adott vízállásnál nem voltak megfigyelhetők **(BME INNOTECH 2002)**.

2003-ban a hidegvíz csatorna vizében tavasszal a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás egészen a felmelegedett hűtővíz visszakeverés szakaszáig folyamatosan csökkent. Itt az intenzívebb áramlási viszonyok hatására erős a felkeveredés, ennek következtében mind a lebegőanyag tartalom, mind az oxigénfogyasztás értéke megemelkedik. Biológiai szempontból a Dunától kiindulva a hidegvíz csatorna mentén a vízkivételig a csatorna ülepítő hatására utaló változások megfigyelhetők, de a vízminőség alig változott a tavaszi időszakban **(BME INNOTECH 2003).**

2004-ben a hidegvíz csatorna tavaszi vízminőségi állapotának vízkémiai jellemzői kedvező, és az évszakra átlagosan jellemző tartományban ingadoztak, és gyakorlatilag minden értékben (oxigénháztartási mutatók, növényi tápanyagok, egyéb jellemzők) a **I. (kiváló) és a II. (jó) vízminőségi osztályba tartoztak.** A csatorna hossz-szelvénye mentén a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás csak kisebb változásokat mutatott. A vízkémiai jellemzők a nyár eleji és a nyári időszakokban is kedvező, az évszakra átlagosan jellemző tartományban ingadoztak, és gyakorlatilag minden értékben (oxigénháztartási mutatók, növényi tápanyagok, egyéb jellemzők) szintén a **I., és a II. vízminőségi osztályba tartoztak.** Az őszi vízminőségi állapotra is a tavaszi és a nyári értékek voltak a jellemzőek.

A felmelegedett hűtővíz oldali vízminőség tavaszi állapota hasonló volt a hidegvíz csatornához, a vízminőségi osztályba sorolása is ugyanaz volt. Az oxigén tartalom az átbukások levegőztető hatása miatt a Dunához képest kissé növekedett. A szervesanyag tartalom (KOI_{ps}) a Dunához és a hidegvízoldalhoz képest nem emelkedett, értéke csaknem változatlan volt. A torkolati szakaszban habot, felflotálódott elemeket (kovaalgákat, kerekesférget, planktonrákokat, illetve szerves törmeléket) gyakorlatilag nem lehetett megfigyelni, eltekintve az energiatörő műtárgy közvetlen, néhányszor 10 m^2-es környezetétől. Nyáron és ősszel az oxigén tartalom és telítettség a Dunához képest kissé növekedett. A szervesanyag tartalom is alig változott, a KOI_{ps} értéke 4,4-5,9 mg/l volt. Összességében a felmelegedett hűtővízoldali vízminőség nem romlott olyan mértékben, hogy a hidegvíz csatornában mért vízminőségi paraméterek alapján megállapított osztályba sorolást megváltoztatta volna, vízminőségi osztályváltozást (romlást) nem észleltek.

A hidegvíz csatorna vízminősége 2005-ben tavasszal és nyáron, kedvező, és az évszakra átlagosan jellemző tartományban változott, és az előző évekhez hasonlóan gyakorlatilag minden értékben a **I., és a II. vízminőségi osztályba tartozott.** Alacsony szervesanyag (KOI_{ps}), nitrogén- és ortofoszfát mennyiség volt jellemző. Nyáron a vízkémiai paraméterek szignifikánsan nem változtak. Ez alól két paraméter mutatott kivételt. A pH 9,69 → 8,61 értékre csökkent, a lebegőanyag tartalom, pedig 45 mg/l értékről 55 mg/l nagyságúra növekedett. A felmelegedett hűtővíz csatorna hossz-szelvénye mentén a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás is csak kisebb változásokat mutatott. A csatornaülepítő hatása (lebegőanyag tartalom) is megfigyelhető volt, a vízminőség ennek megfelelően nem változott.

Ősszel egyetlen vízkémiai paraméterben sem következett be jelentős változás. A lebegőanyag tartalom 54,0 mg/l-ről 46,8 mg/l-re csökkent, a KOI_{ps} (4,4 → 4,3 mg/l), az ammónium-N és a nitrit-N értéke is gyakorlatilag változatlan maradt. Az egyetlen jelentősebb változást mutató paraméter a nitrát-N koncentrációja volt, amely 2,0 mg/l-ről 1,2 mg/l értékre csökkent. A befogadóba kerülő víz az előző évekhez hasonlóan az **I. (kiváló) vízminőségi osztályba tartozott.**

A felmelegedett hűtővíz oldali vízminőség tavasszal és nyáron nem romlott, a vízminőségi osztályba sorolást nem változtatta meg. Az oxigén telítettségi érték a Dunához képest megnövekedett (az abszolút oldott oxigéntartalom azonban változatlan maradt) az átbukások levegőztető hatására. A KOI_{ps} értéke a Dunához és a hidegvízoldalhoz képest nem emelkedett, az a-klorofill mennyisége azonban kissé visszaesett. Nyáron a legjelentősebb változások a lebegőanyag tartalom növekedésében mutatkoztak meg, ahol a dunai 34,0 mg/l érték a felmelegedett hűtővíz csatorna torkolatában 82,0 mg/l –re emelkedett. A torkolatnál habot, felflotálódott elemeket (kovaalgák, kerekesférgek, plankton rákok, szerves törmelék) gyakorlatilag egy néhány négyzetméteres területtől eltekintve nem figyeltek meg.

Ősszel jelentősebb változásokat csak a lebegőanyag tartalomban mértek, amikor annak a mennyisége 4,0 mg/l értékről 64,9 mg/l értékre nőtt. Ezzel együtt a víz szervesanyag tartalma is emelkedett. Az oldott oxigén koncentráció értékek alakulásában megfigyelték, hogy a felmelegedett hűtővíz csatornának elég jelentős a visszalevegőztető hatása és a szinttartó bukónál mért mintegy 80%-os telítettségi érték a dunai torkolatban már csaknem eléri a 100%-ot. Az októberi mérés során csekély, illetve mérséklet intenzitású habképződést figyeltek meg.

A hidegvíz csatorna vízminőségével kapcsolatban **2006-ban** végzett nyolc vizsgálat eredményei alapján a vízkémiai jellemzők tekintetében megállapították, hogy azok egész évben kedvező, és az adott évszakra átlagosan jellemző tartományban ingadoztak, és minden értékben **a I., és a II. vízminőségi osztályba** tartoztak. A csatorna hossz-szelvénye mentén a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás egyaránt csak kisebb változásokat mutatott. Ezek a megállapítások teljesen megegyeznek az előző évekkel.

A felmelegedett hűtővíz oldali vízminősége a vizsgálatok egész éves eredményei szerint ebben az évben sem nem romlott, a vízminőségi osztályba sorolást nem változtatta meg. A vízkémiai mutatók változása tekintetében szinte teljesen hasonló volt az előző éviekhez. A pH 7,97→8,01, az elektromos vezetőképesség 378→366 µS/cm, a lebegőanyag 21,5→30,7, a KOI_{ps} 4,3→4,6 mg/l, az ammónium-N 0,06 mg/l változatlan, a nitrit-N 0,04 mg/l változatlan, az a-klorofill 51,15→52,18 mg/m^3, és az ortofoszfát-P koncentráció változatlan 0,02 mg/l (ami egyben a kimutathatósági határ is) volt. Mindezek alapján egyértelműen megállapították, hogy a Duna vizének az Atomerőművön történt áthaladása nem, illetve csak rendkívül csekély mértékben változtatja meg a vízminőséget. A vízminőség a felmelegedett hűtővíz oldalon is kiváló, illetve az marad. Nyár elején a Duna lebegőanyag tartalma és az a-klorofill értéke jelentősen megnőtt, azonban a felmelegedett hűtővíz oldalon nem volt jelentős eltérés a hidegvíz oldali értékekhez viszonyítva. A vízminőség változások sem ekkor, sem pedig ezt követően a felmelegedett hűtővízoldalon nem változtatták meg az Atomerőművön áthaladt víz minőségi besorolását. Hab és uszadék képződés a felmelegedett hűtővíz csatorna torkolati szakasza alatt nem volt tapasztalható, a szokásosnál kisebb mértékű volt a teljes vizsgált mintavételi időszakban **(BME INNOTECH 2006).**

2007-ben az évszakos vízminőség változások (tavaszi → nyári → őszi) kissé elcsúszva, mintegy 3-4 héttel korábban jelentkeztek a szokásosnál. A hidegvíz csatorna vízminősége az éves vizsgálatok eredményei alapján a vízkémiai jellemzők tekintetében hasonló képet mutatott az előző éviekhez, azok egész évben kedvező, és az adott évszakra átlagosan jellemző tartományban ingadoztak, és minden értékben **a I., és a II. vízminőségi osztályba** tartoztak. A csatorna hossz-szelvénye mentén a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás egyaránt csak kisebb változásokat mutatott. Ezek a megállapítások teljesen megegyeznek az előző éviekkel. Nyáron az oldott oxigén tartalom magas volt, oxigénben túltelített 12,2 mg/l, (145,8 %). A víz elektromos vezetőképessége 378 µS/cm értéket mutatott, szervesanyag tartalma alacsony volt (5,4 mg/l KOI_{ps}). Egész évben megfigyelhető volt a biológiai aszpektusváltás enyhe eltolódása, az előrehozott változások a hidrobiológiai állapotban. Ősszel a víz oldott oxigén tartalma szintén magas volt 8,4 mg/l, (89,9 %), ám nem érte el a telítési értéket. Elektromos vezetőképessége 419 µS/cm értéket mutatott, szervesanyag tartalma alacsony volt (KOIps 3,4 mg/l).

A felmelegedett hűtővíz oldali vízminőség hasonlóan az előző évekhez nem romlott, a vízminőségi osztályba sorolást nem változtatta meg. Az oxigén telítettségi érték a Dunához képest csökkent (14,1-9,0 mg/l, illetve 139-107%) de még

így is a telítési érték felett maradt. A KOI_{ps} a Dunához és a hidegvízoldalhoz képest nem emelkedett, értéke csaknem változatlan volt. A torkolati szakaszban habot, felflotálódott elemeket (kovaalgákat, kerekesférget, planktonrákokat, illetve szerves törmeléket) alig lehetett megfigyelni.

A nyáron mért vízkémiai paraméterek nem, illetve alig változtak az Atomerőművön történő áthaladás során. KOI_{ps} 5,71 → 5,69 és 5,4 → 5,1 mg/l, lebegőanyag 20,9 → 25,0 mg/l, a-klorofill 104 → 109,5 és 57,8 → 97,2 mg/m^3, pH 8,71 → 8,65, elektromos vezetőképesség 378 → 377 µS/cm, ammónium-N < 0,01 → 0,01 mg/l, nitrit-N 0,01 → 0,11 mg/l, nitrát-N 1,0 → 1,0). Az ortofoszfát-P mennyisége a kimutathatóság határ alatt maradt. A növényi tápanyagok mennyiségei is csak a második tizedes jegyben elhanyagolható mértékben változtak. Ősszel a Duna vízminősége tükrözte az éppen elindult áradás hatásait, így a befolyó dunavíz KOI_{ps} tartalma alacsony (3,4 mg/l) volt, de alig változott a felmelegedett hűtővízoldalon. Az augusztusi méréshez hasonlóan a hideg- illetve felmelegedett hűtővíz oldalon mért vízminőségi paraméterek értékeiben nem mutatkoztak számottevő, a vízminőség romlásra utaló változások.

2008-ban a hidegvíz csatorna vízminősége tavasszal és nyáron egyaránt a vízkémiai jellemzők tekintetében egyaránt kedvező és az évszakra átlagosan jellemző tartományban változtak. A mért érték a **I. (kiváló), és a II. (jó) vízminőségi osztályba tartoztak.** A csatorna hossz-szelvénye mentén a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás csak kisebb változásokat mutatott. Ülepítő hatása elsősorban a lebegőanyag csökkentésében mutatkozott meg.

Az őszi mintavételkor a Duna víz alig tartalmazott mérhető lebegőanyagot. A letisztult dunavízben vízminőségi változást alig lehetett megfigyelni és az Atomerőműbe érkező víz az erre az évszakra jellemző átlagnál jobb minőségű volt. A viszonylag alacsony oldott oxigéntartalom és telítettségi érték oka az adott időszakban megállapított csaknem zéró közeli algatömeg. Annyira kicsi volt az alga biomassza, hogy az érdemben nem befolyásolta a folyó oxigénháztartását, ami a vízminőség tekintetében rendkívül ritka eseménynek számít. Mindez arra utal, hogy a Duna folyamatos vízminőség javulásának már többször leírt jelensége 2008-ban is folytatódott.

A tavaszi, a nyári és az őszi dunavíz **felmelegedett hűtővízoldali vízminősége** nem romlott. Az Atomerőművön áthaladt víz vízminőségi osztályba sorolása nem változott. Az oxigén telítettségi érték a Dunához képest csökkent (12,08 mg/l → 9,8 mg/l, illetve 114 % → 106%), de még így is a 100%-os telítettségi érték felett maradt. A szervesanyag tartalom a Dunához és a hidegvízoldalhoz képest kissé megnőtt, a KOI_{ps} 4,9 mg/l-ről 5,8 mg/l-re változott, a lebegőanyag tartalom pedig csökkent az Atomerőművet elhagyó vízben (Duna jobb part: 26,2 mg/l → felmelegedett hűtővíz csatorna torkolat 20,7 mg/).

Az Atomerőműből kilépő hűtővizek minősége természetesen tükrözte az év során mért kedvező vízminőség javulást, amelynek leglátványosabb jele kétségkívül a mérsékelt, vagy csak alig megjelenő hab a felmelegedett hűtővízcsóva felszínén **(BME INNOTECH 2008)**.

A hidegvíz csatornában a 2009-ben végzett vízminőség vizsgálatok eredményeit összefoglalóan értékelve megállapították, hogy a vízkémiai jellemzők az előző évekhez hasonlóan kedvező, és az évszakokra átlagosan jellemző tartományban változtak. A mért értékek a **I. (kiváló), és a II. (jó) vízminőségi osztályba tartoztak.** A csatorna hossz-szelvénye mentén a lebegőanyag tartalom és az oxigénfogyasztás csak kisebb változásokat mutatott, a vízminőség jellege nem változott. Az őszi vizsgálat idején **a** dunai tápvíz lebegőanyag tartalma a kotrás hatására megkétszereződött, de még így is a szokatlanul „tiszta" tartományban maradt, amit a víz Secchi-koronggal mért nagy átlátszósága jól mutatott.

A **dunavíz felmelegedett hűtővízoldali vízminősége** nem romlott, az Atomerőművön áthaladt víz vízminőségi osztályba sorolása sem változott. Az oxigén telítettségi érték a Dunához képest kissé nőtt (9,6 mg/l → 9,9 mg/l, illetve 95,7 % → 115,5%) de a bevezetést követően a 100%-os telítettségi érték felett maradt (a relatív telítettségi százalék megnőtt). A különböző évszakokban mért vízminőség változások a felmelegedett hűtővízoldalon nem változtatták meg az Atomerőművön áthaladt víz minőségi besorolását.

A szervesanyag tartalom a Dunához és a hidegvízoldalhoz képest kissé csökkent, a KOI_{ps} értéke a 3,9 mg/l-ről 3,2 mg/l-re változott. Nyár végén és ősszel a lebegőanyag tartalom másfélszeres értékűvé nőtt, ami a fito- és a zooplankton feldarabolódásának, és a lesodródó biofilm darabkáknak is köszönhető.

7.6.3.1.6 A Víz Keretirányelv elvárásainak megfelelő monitoring vizsgálatok - 2009-2010

Az Atomerőmű felmelegedett hűtővizének és szennyvizének a Duna vízminőségére és élővilágára gyakorolt hatását a **2000/60/EK, azaz a Víz Keretirányelv elvárásainak megfelelő monitoring rendszerrel** vizsgálták 2009-2010. áprilisa között. Az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyének (K6K8324) II./2.3 pontja ugyanis előírja a Duna ökológiai monitoringjának 2009-ben kezdődő, majd a későbbiekben három évenként ismétlődő elvégzését.

A Paksi Atomerőmű Zrt a fenti feladatok elvégzésével a **Kék Csermely Kft**-t bízta meg. Ebben a munkában a vízkémiai vizsgálatok eredményeit és a korábbi évekkel szembeni esetleges változásait foglalták össze.

A vizsgálatokat 2009-ben és 2010-ben évszakonként, összesen négy alkalommal, az alábbi öt szelvényben, 14 mintavételi ponton végezték.

1534,0 fkm Paks komp bal, jobb part, közép
1526,2 fkm felmelegedett hűtővíz csatorna torkolati szelvény jobb part, közép;
1525.8 fkm nagy sarkantyú bal, jobb part, közép,
1525,0 fkm Uszód bal, jobb part, közép;
1516,0 fkm Gerjen-Foktő bal, jobb part, közép.

1534-1527 fkm a továbbiakban „*felvízi*"
1525.8-1526.2 fkm a továbbiakban „*felmelegedett hűtővízi*"
1525-1516 fkm a továbbiakban „alvízi"

A monitoring keretében az ökológiai állapot jellemzéséhez a felszini víz kémiai jellemzői közül az oxigénháztartás mutatóit, (oldott oxigén, oxigén telítettség, BOI_5, KOI_k), a nitrogén és a foszforformákat (ammónium, nitrit, nitrát, szerves nitrogén, összes foszfor, a-klorofill), továbbá egyéb jellemzőket (elektromos vezetőképesség, pH, vízhőmérséklet, lebegőanyag- és szervesanyag-tartalom, összes oldott anyag, fő kationok és anionok, szerves mikroszennyezők (TPH, PAH, PCB) vizsgálták, a folyami üledékekből pedig a szerves mikroszennyezőket (TPH, PAH, PCB).

A vizsgálatok eredményeit az MSZ 12749:1993 szabványban megadott vízminőségi határértékek és színjelölésük, valamint a 31/2004 (XII.30.) KvVM rendelet 3. melléklete alapján értékelték.

Vizsgálati jellemzők	Mérték-egységek	Kiváló	Jó	Mérsékelt	Gyenge	Rossz	Vizsgálati szabványok	Megjegyzés
		Határértékek a vízminőségi osztályokban						
A csoport: az oxigénháztartás jellemzői								
Oldott oxigén	mg/l	7	6	4	3	< 3	MSZ ISO 5813:1992	
Oxigéntelítettség	%	80-100	70-80 100-120	50-70 120-150	20-50 150-200	> 200		
Biokémiai oxigénigény (BOI_5)	mg/l	4	6	10	15	> 15	MSZ EN 1899-1:2000 MSZ EN 1899-2:2000	
Kémiai oxigénigény (KOI_{ps})	mg/l	5	8	15	20	> 20	MSZ 448-20:1990	
B csoport: a nitrogén- és foszforháztartás jellemzői								
Ammónium (NH_4^+-N)	mg/l	0,2	0,5	1,0	2,0	> 2,0	MSZ ISO 7150-1:1992	
Nitrit (NO_2^-N)	mg/l	0,01	0,03	0,1	0,3	>0,3	MSZ 448-12:1982	
Nitrát (NO_3^-N)	mg/l	1	5	10	25	>25	MSZ 448-12:1982	
Szerves nitrogén	mg/l						MSZ 448-27:1985 MSZ EN 25663:1998	
Összes foszfor	µg/l	100	200	400	1000	>1000	MSZ 260-20:1980	Tározásra, vagy egyéb állóvizekbe nem kerülő folyóvizek esetén
Összes foszfor	µg/l	40	100	200	500	> 500	MSZ 260-20:1980	Egyéb esetekben
Orto-foszfát (PO_4^{3-}-P)	µg/l	50	100	200	500	> 500	MSZ 448-18:2009 MSZ 12750-17:1974	Tározásra, vagy egyéb állóvizekbe nem kerülő folyóvizek esetén
Orto-foszfát (PO_4^{3-}-P)	µg/l	20	50	100	250	> 250	MSZ 448-18:2009 MSZ 12750-17:1974	Egyéb esetekben
a-klorofill	µg/l	10	25	75	250	> 250	MSZ ISO 10260:1993	

7.6.3.1-3. táblázat Az MSZ 12749:1993 szabványban megadott vízminőségi határértékek és színjelölésük – A és B csoport

Vizsgálati jellemzők	Mérték-egységek	Kiváló	Jó	Mérsékelt	Gyenge	Rossz	Vizsgálati szabványok	Megjegyzés
		Határértékek a vízminőségi osztályokban						
D csoport: mikroszennyezők és toxicitás								
D_1 alcsoport: szervetlen mikroszennyezők								
Arzén	µg/l	10	20	50	100	> 100	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
Cianid	µg/l	10	20	50	100	> 100	MSZ ISO 6703-2:2003 MSZ 260-30:1992	
Cink	µg/l	50	75	100	300	> 300	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
Higany	µg/l	0,1	0,2	0,5	1	> 1	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
Kadmium	µg/l	0,5	1	2	5	> 5	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
Króm	µg/l	10	20	50	100	> 100	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
Nikkel	µg/l	15	30	50	200	> 200	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
Ólom	µg/l	5	20	50	100	> 100	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
Réz	µg/l	5	10	50	100	> 100	MSZ 1484-3:1998 (előkészítés) EPA 6020 (mérés)	
D_2 alcsoport: szerves mikroszennyezők								
Kőolajszármazékok - kőolaj és termékei	µg/l	20	50	100	250	> 250	MSZE 20361: 2004 MSZ 1484-7:2005	
E csoport: egyéb jellemzők								
pH		6,5-8,0	8,0-8,5	6,0-6,5 8,5-9,0	5,5-6,0 9,0-9,5	< 5,5 > 9,5	MSZ 1484-22:2009	
Fajlagos elektromos vezetőképesség (20°C-on)	µS/cm	500	700	1000	2000	> 2000	MSZ EN 27888:1998	Csak folyóvízre érvényes
Vízhőmérséklet	°C						MSZ 448-2	
Levegő-hőmérséklet	°C							
Lúgosság	mmol/l						MSZ 260-5:1971	

7.6.3.1-4. táblázat Az MSZ 12749:1993 szabványban megadott vízminőségi határértékek és színjelölésük – D és E csoport

A folyami üledékek kémiai vizsgálati eredményeire jelenleg határértékek nincsenek. A mérési eredményeket a 6/2009. (IV.14.) KvVM –EüM-FVM együttes rendelet a földtani közeg és a felszín alatti vízszennyezéssel szembeni védelméhez szükséges határértékekről és a szennyezések méréséről" szóló rendelet földtani közegre vonatkozó „B" szennyezettségi határértékhez, valamint ezen érték 50 %-ához ill. 25 %-ához viszonyították. Ez a fajta megközelítés és osztályba sorolás becslés jellegű. A mérési eredményeket a Duna egyéb szakaszain (Győr, Budapest felett, Csepel-sziget, Ráckevei-Soroksári Duna-ág) a 2009-2010-ben mért értékekkel is összehasonlították.

A határértékeket és az alkalmazott kémiai eljárásokat az alábbi **táblázat** tartalmazza.

Vízminőségi jellemzők	Mérték egységek	„B" érték 25%-a	„B" érték 50%-a	„B" érték	Vizsgálati szabvány
Kőolajszármazékok	Mg/kg				MSZ 21470-105:2004
- kőolaj és termékei	Mg/kg	25	50	100	MSZ 21470-94:2001
- policiklusos aromás szénhidrogének (PAH-k)	Mg/kg	0,25	0,5	1,0	MSZ 21470-84:2002
Poliklórozott bifenilek (PCB-k)	Mg/kg	0,025	0,05	0,1	MSZ 21470-98:2002

7.6.3.1-5. táblázat Határértékek és alkalmazott kémiai eljárások

A fizikai-kémiai paraméterek változását térben és időben különböző folyamatok befolyásolják, melyek közül a legfontosabbakat emelték ki.

Az Atomerőmű felmelegedett hűtővize elsődlegesen a Duna vízhőmérséklet emelkedését okozza, másodlagosan kémiai-biológiai változásokat indukálhat. A vizsgált Duna szakaszon (1534,0 fkm-1516,0 fkm) különböző pontszerű

szennyezésekkel kémiai szennyezőanyagok kerülnek a Dunába, amelyek elsősorban kommunális szennyvíztisztítók tisztított szennyvizei. Ezek a szennyezőanyagok térben és időben fizikai és kémiai változásokon mennek keresztül, melyek hatást fejtenek ki a Duna vízminőségére és élővilágára. A biológiai változások a kémiai paraméterek változását is okozzák, aminek eredményeként, a kémiai és biológiai folyamatok egymásra épülésének következményeként térben és időben megváltozhat a szennyezőanyagok koncentrációja.

Duna vízállásának és vízhozamának hatásai, környezeti illetve a Duna vizében a hőmérséklet által okozott változások

Az előzőekben felsorolt folyamatok önmagukban is igen bonyolultak, a valóságban pedig kölcsönhatásban fordulnak elő. A felmelegedett hűtővíznek a Duna vízminőségére gyakorolt hatását a felvízi és az alvízi vízminőségek összehasonlításával közelítették meg. Megállapították, hogy néhány esetben a fizikai-kémiai paraméterek változásának ismert okai vannak, amelyeket munkájukban elemeztek. Az esetek többségében a változások bekövetkezésének okai, folyamatai nem ismertek. Véleményük szerint egy monitoring céljára összeállított program ehhez kevés adatot szolgáltat. Az említett folyamatok megismerése ezért egy önálló kutatási téma méretű feladat lenne.

Az előzőekben azokat a főbb folyamatokat ismertették, amelyek hatást gyakorolnak a Duna vize fizikai-kémiai paramétereinek értékeire. A következő folyamat viszont nincs hatással azokra. A felmelegedett hűtővíz tulajdonképpen jobb parti Dunavíz. Minőségét befolyásolja Madocsa község kommunális tisztított szennyvizének, valamint a hidegvíz csatorna fölött mintegy 500 méterrel a sodorvonalba vezetett Paks város tisztított kommunális szennyvizének a kémiai összetétele. A sodorvonal közel van a jobb parthoz, ami miatt a 2009-es téli vizsgálatkor a Duna KOI_{Cr} értéke 24-26 mg/l volt, és felmelegedett hűtővíz csatornában is hasonló értékeket mérték. Az Atomerőmű felmelegedett hűtővize ugyanis annak tisztított kommunális szennyvizét is tartalmazza, amelynek a kémiai oxigénigénye 15-30 mg/l között változott, de közben az hűtővízzel 10 000-szeresére hígul. A 24-26 mg/l felmelegedett hűtővíz KOI_{Cr} koncentrációjára „szuperponálódik" a 15-30 mg/l KOI_{Cr} érték 10 000-ed része.

Megállapították azt is, hogy **az Atomerőmű kommunális tisztított szennyvize a Duna vízminőségét nem befolyásolja.**

A vizsgálatok eredményeit ábrákon és táblázatokban, az MSZ 12749:1993 és a 31/2004 (XII. 30.) KvVM rendelet 3. melléklete alapján készítették el, a vízminőségi osztályba sorolást és a VKI szerinti minősítést pedig külön táblázatban foglalták össze.

7.6.3.1.7 A felszíni vizek vizsgálati eredményei 1979-2004

VÍZHŐMÉRSÉKLET

A felmelegedett hűtővíz hőmérséklete és a Duna-víz hőmérséklet különbsége közti különbségek azt bizonyítják, hogy az Atomerőmű a hőmérséklet kibocsátás szempontjából megfelel a hatályos vízjogi engedélyekben foglaltaknak. A melegebb évszakokban a hőmérséklet emelkedés mértéke a felmelegedett hűtővíz csatorna bukójának térségében, illetve a nagysarkantyúnál kisebb mértékű volt, mint a hidegvízi évszakokban. Az alvízi hatás ezzel szemben télen (2010. március) és alacsony vízállás (2009. október) idején nagyobb mértékű. A Duna középvonalában ezek a hatások azonban sokkal kisebb amplitudóval jelennek meg. Bal parti hatást nem vagy csak jelentéktelen mértékben észleltek. A 2010. márciusban az alvízi szakaszon az Uszódi szelvényben mért értékekhez hasonlítva hőmérséklet emelkedés volt észlelhető, amely a Foktő felett lévő Kalocsa város tisztított kommunális szennyvizének sodorvonalba történő bevezetésének lehet a következménye.

AZ OXIGÉNHÁZTARTÁS JELLEMZŐI

A Duna vizének **oldott oxigén tartalma** a vizsgálatok idején minden vizsgálati ponton **I. osztályba** tartozó kiváló minőségű volt. A felvízi értékek a Dunavíz hőmérsékletének megfelelő oldott oxigén tartalmát mutatták. A felmelegedett hűtővíz csatorna torkolati szelvényében a magas vízhőmérséklet következtében azonban alacsonyabb volt a víz oldott oxigén tartalma. A nagy sarkantyúnál az oxigén tartalom növekedése a sodorvonali agresszív, mechanikus bekeverés következménye, ami magasabb vízállásnál csak igen kismértékben jelentkezett. A nagysarkantyú jobb parti hatása télen

és kis vízállásnál az alvízen is és kismértékben a még a bal parton is van megmutatkozott. A Duna közép vonalában ennek a jelenségnek már csak a csillapított hatása volt észlelhető volt.

Az oxigéntelítettség értékei a kis vízállások idején (2009. október) a bal parti vizsgálati pontokon az EU szerinti értékelés szerint gyenge vízminősítést kaptak, ugyanakkor a jobb parton és a középvonalban mérsékelt minősítésű volt a víz. A nagy oxigéntelítettség oka az erős fitoplankton aktivitás, amit a magas a-klorofill és pH értékek is alátámasztanak.

A mérsékelt és gyenge minősítéseket nem az Atomerőmű felmelegedett hűtővize okozza. Aminek oka elsősorban Kalocsa város tisztított szennyvizének bal parti sodorvonalba történő bevezetése. Alacsony vízálláskor az alvízi terület több bal parti pontján, és a Gerje-Foktő-i szelvény középvonalában is gyenge minősítésű volt a víz.

A kálium-dikromáttal mért **szervesanyag tartalom** (KOI_{Cr}) a Duna felvízi szakaszának teljes keresztszelvényében az őszi alacsony vízállás (2009.október) és a kora tavaszi (2010. március) vizsgálatok idején magasabbak voltak. A felvízi szakaszon a 2009-es júniusi magas vízállás idején a jobb part kivételével szignifikánsan magasabbak voltak a KOI_{Cr} értékek, mint a bal parton.

Megállapították azt is, hogy ennek oka egyrészt az, hogy a mintavételi szelvény (1534,0 fkm) felett Madocsa község tisztított kommunális szennyvízét vezetik be a jobb parton, másrészt pedig az, hogy az 1528,0 fkm-nél a Paks város tisztított szennyvizét a sodorvonalba vezetik be.

A hidegvíz csatorna torkolati szelvénye a jobb parton 1527,0 fkm-nél van, ahonnan a Duna vize az Atomerőmű külső hűtőrendszerébe bekerül. A hűtővíz kémiai összetétele a fentiek miatt a felvízen bevezetett szennyezőanyagok mennyiségétől és minőségétől is függ, de a vizsgálatok eredményei szerint minősége a felmelegedés hatására a felmelegedett hűtővíz csatorna mentén nem változik meg.

Télen 4°C-os Dunavíz esetén a szennyvíz tisztítókból a Dunába bevezetett tisztított szennyvíz szerves anyagának mikrobiális lebontása jelentős mértékben lelassul. Amennyiben a vízhőmérséklet 7-8°C fölé emelkedik, megindul a szervesanyagok intenzívebb bakteriális lebontása. Ezt a felmelegedett hűtővíz torkolati szelvényében (1526,0 fkm) és a nagy sarkantyúnál (1525,8 fkm) egyaránt megállapították, ugyanis mindkét szelvény jobb parti mintáiban nagymértékű volt a KOI_{Cr} csökkenése.

A felmelegedett hűtővíz a nagy sarkantyúnál erőteljesen keveredik a Duna-középvonalában mért nagy KOI_{Cr} koncentrációjú vizével, de értéke az Uszódi szelvényben még mindig kisebb, mint a felvízi szelvény átlagos magas értéke. A felmelegedett hűtővíz csóvában a baktériumok szervesanyag bontó tevékenysége erősebb, ezért az alvízi szelvényekben jól mérhető a természetes tisztulás hatása, amelyet kismértékben a bal parton is megállapítottak.

A jobb part és középvonal karakterisztikái hasonlóak. A felvíz-alvíz közötti tisztítási hatásfok a téli alacsony Duna-víz hőmérséklet mellett látványos, ami igen érdekes, értékes és különleges hatás, amelyet a korábbi vizsgálatokat végző intézmények szakemberei ilyen határozottan még nem fogalmaztak meg.

Ez a kis „biológiai reaktor" alacsony vízálláskor (2009.október) is működött, de az alvízi hatás nem olyan látványos, mivel a Gerjen-Foktő mintavételi szelvény felett van Kalocsa város tisztított szennyvizének sodorvonalba történő bevezetése, aminek hatása a Duna középvonalában a legnagyobb és a jobb partot is érinti.

KOI_{Cr} mérési eredményeit összefoglalva megállapították, hogy a felvízi szakasz vize a mérések idején **mérsékelt (III.), jó (II.), és kiváló (I.) vízminőségű** volt. Az alvízi szakasz pedig egy esetben **mérsékelt (III.)**, néhány esetben **jó (II.)** és >50%-ban kiváló **(I.) minőségű** volt.

Összességében megállapították, hogy az Atomerőmű felmelegedett hűtővize a KOI_{Cr} vonatkozásában javítja a Duna vízminőségét.

A **TOC** értékei a kora tavaszi márciusi **jó (II.)** minősítés kivételével minden esetben **kiváló (I.)** minősítést kaptak. Az alvízi és felvízi értékek között különbségeket nem állapítottak meg.

A **BOI_5** értékei a mérési szelvények pontjaiban **kiváló (I.)** és **jó (II.) minősítésű volt**. A felmelegedett hűtővíz hatása az alvízi szelvényekben ezen mutató tekintetében nem volt kimutatható.

A NITROGÉN ÉS FOSZFOR HÁZTARTÁS JELLEMZŐINEK EREDMÉNYEI

Az **ammónium-N** tekintetében két **jó (II.)** minősítésű minta kivételével **kiváló (I.)** minősítésű volt a teljes vizsgált folyószakasz. A két jó minősítésű pontból egy a felvízi bal part és egy az alvízi jobb parton volt.

A **nitrát-N** öt mintavételi ponton **kiváló (I.)** minősítésű, a többi ponton pedig **jó (II.)** minősítésű volt.

A **nitrit-N** koncentrációit tekintve megállapították, hogy a felvízi szakasz vize a mérések idején mérsékelt **(III.), jó (II.),** és **kiváló (I.) vízminőségű** volt. Az alvízi szakasz pedig egy esetben **mérsékelt (III.)**, néhány esetben **jó (II.)** és >50%-ban **kiváló (I.)** minőségű volt.

A mikrobiológiai szervesanyag bontás működését bizonyítja, hogy a felmelegedett hűtővíz bevezetésnél nitrit keletkezik, amely nitráttá oxidálódik.

Kora tavasz (2010. március) mintái a felvíi és az alvízi szakaszon egyöntetűen **mérsékelt (III.)** vízminősítésűek voltak, a felmelegedett hűtővíz csatorna torkolati szelvénye és az Uszód közötti szakasz pedig azonos arányban **jó (II.) és kiváló (I.)** minősítésű volt. Gerjen-Foktő szelvényben **három ponton kiváló (I.) és kilenc ponton jó (II.)** mínősítésű volt.

A szennyvizekből származó **szerves nitrogén** mennyisége különösen nyáron a felmelegedett hűtővízi évszakokban jelentősen csökken a bakteriás bontás miatt, de ugyanakkor az élőlényektől (fitoplankton) is származik szerves anyag, amelyek együtt a szerves-nitrogén többletet eredményeznek.

Az **ortofoszfát-P** mennyisége alapján minden vizsgálati szelvény az **I. kiváló** vízminőségi osztályba tartozott, míg az összesfoszfor-P alapján a márciusi minták mindegyike **II. jó** vízminőségű, míg a többi vizsgált minta **I. kiváló** vízminőségű volt.

Alacsony vízálláskor (2009. október) a Duna vizsgált szakaszán (kereszt és hossz-szelvények) az **a-klorofill mennyisége** egyöntetűen magas volt, a **III. mérsékelt** vízminőségű osztályba tartozott. A többi mintavételi időpontban **II. jó** és **I. kiváló** vízminőség volt tapasztalható. A felmelegedett hűtővíz nem okozott egyértelműen kimutatható hatást az alvízi folyószakaszon. A júniusi vizsgálat idején magas vízálláskor kimutatható volt az, hogy a felmelegedett hűtővíz csatorna kereszt-szelvényében mindhárom ponton (jobb, közép, bal part) egyaránt kismértékben megnőtt az a-klorofill mennyisége.

Összességében megállapították, hogy a nitrogén és foszfor háztartás jellemzőire a felmelegedett hűtővíz nincs kimutatható, számszerűsíthető hatással.

EGYÉB JELLEMZŐK

Ezek a fizikai-kémiai jellemzők úgynevezett transport (utazó) anyagok, amelyek kémiai változásokon nem mennek keresztül. Térben és időben különböző eredetű vizekkel kerülnek a Dunába. Többnyire a felvízi szakaszon jelennek meg és tulajdonképpen vízállástól, keveredéstől függően kisebb koncentráció változásokkal „sétálnak végig" a vizsgált folyószakaszon.

A **pH** értékek az októberi alacsony vízálláskor a felmelegedett hűtővíz csatorna térségében és az alvízi folyószakaszon az összes kereszt- és hossz-szelvényében szignifiánsan megnőttek, aminek kiváltó oka a fitoplankton fokozódó aktivitásának a következménye. Ekkor a víz III. **mérsékelt** vízminőségű volt. A vizsgált Duna szakaszon általánosságban a 8,0 és az a fölötti pH értékek a jellemzőek, míg az alacsonyabb értékek a hideg évszakokban a szervesanyag biológiai bontásának a következményei.

Az **elektromos vezetőképesség** az oldott sótartalommal van összefüggésben. Alacsony vízálláskor magas só koncentrációkat mértek, mivel a vízhozam csökkenésével a hígulás mértéke csökkent. A szennyvíztisztítók só kibocsátása is hozzájárul a só koncentráció növekedéséhez, ami nagyobb elektromos vezetőképességet okoz. Ezeket a nagyobb értékeket az alvízi szakaszon mérték, ahol **II. jó** vízminőségi osztályba tartozott a Duna vízminősége.

Az **összes lebegő anyag mennyisége** a magasabb vízállások idején (június, augusztus) nagyobb volt a felkeveredő hordalék miatt. Alacsony vízálláskor (március, október) a Duna lassúbb áramlási sebessége miatt lényegesen kevesebb volt a vízben a lebegőanyag mennyisége.

A téli mintavételi időszakban, amikor a vízállás is viszonylag alacsonyabb volt, az **összes oldott anyag** mennyiségének a növekedését, a téli útsózás hatását jól ki lehetett mutatni nemcsak a vizsgált folyószakaszon, hanem a Duna teljes magyarországi szakaszán. A mért nagyobb klorid, szulfát, nátrium és kálium értékek is ezt mutatták. A nátrium, a kálium és a klorid a szennyvíz befolyókból is származhat. Az alacsonyabb vízállásoknál már a felvízi szakaszon is szignifikánsan magasabb értékeket mértek.

A h**idrogénkarbonát/karbonát** koncentrációk összefüggésben vannak a víz pH értékeivel. Lúgosabb vízben, amikor a dunai fitoplankton tömege (biomasszája) erősen megnövekszik (eutrofilódás) nagyobb a karbonát mennyisége, ugyanakkor a hidrogénkarbonáté kisebb. A pH értékének a lefelé történő (8 illetve 7,6) ” tolódásával” a karbonátokhoz képest megnő a hidrogénkarbonát mennyisége.

Az ebbe **a csoportba tartozó jellemzőkre** a felmelegedett hűtővíz bevezetésének nincs vízminőséget befolyásoló hatása.

SZERVES MIKROSZENNYEZŐK

Kőolaj és kőolajszármazékok (TPH-GC C_5-C_{40}): a kőolaj származékok tekintetében a vizsgált folyószakasz Uszód bal part kivételével **I. kiváló** minőségű. Ezt a 34,3µ/l TPH értéket júniusban magas vízállás idején mérték, de még ez is a **II. jó** minőségi osztálynak felel meg. A többi időpontban és szelvényben a mért értékek a **I. kiváló** minőségi osztályba tartoztak.

Poliaromás szénhidrogének (PAH): az MSZ 12749:1993 szabvány felszíni vizekre, csak a PAH vegyület család egy tagjára a benzo (a) pyrene-re ad határértéket. Az ivóvíz minőségi követelményeiről szóló 201/2001 Kormány rendelet pedig négy PAH vegyület összegére ad határértéket. A Dunavíz vízminőségi osztályba sorolását mindkét határérték szerint elvégezték. A vizsgált Duna szakasz összes vizsgálati mintája mindkét határérték rendszer szerint értékelve **I. kiváló** vízminőségű volt.

Poliklórozott bifenilek: a PCB összes vizsgálat mintájának eredménye alapján Duna vize a **I. kiváló** vízminőségű osztályba tartozott.

Összefoglalva: A szerves mikroszennyezők mérési eredményei alapján a Duna vizsgált teljes kereszt és hosszirányú szakaszán **I. kiváló** vízminőségű osztályba tartozik. A Paksi Atomerőmű felmelegedett hűtővíz bevezetésének nincs befolyásoló hatása.

A FOLYAMI ÜLEDÉK VIZSGÁLATA

Folyami üledékek szerves mikroszennyező tartalmára hazánkban nincs határérték. Ezekre a szennyezőanyagokra a 6/2009. rendelet tartalmaz talajhatárértéket. Az osztályba sorolhatóság érdekében mérnöki becslés és mérési tapasztalat alapján önkényesen felállítottak egy minősítési rendszert. Hangsúlyozták, hogy a kapott eredmények tájékoztató jellegűek és kizárólag a tendenciák és trendek kiolvasására alkalmasak. Az osztályok felállításakor a jelenlegi szakmai tudásuk szerint szigorúbb előírásokat igyekeztek megadni. **Kiválónak minősítették a 25 mg/ kg–nál kisebb TPH értékeket.** Az eredményekből látható, hogy nagy többségében az iszapminták kőolajipari termékmentesek.

Megvizsgálták azt is, hogy a táblázat **II. jó** és **III. mérséklet** osztályba tartozó mintái milyen kémiai anyagot, terméket (profilt) tartalmaznak és ezek honnan származhatnak. A gázkromatográfiás és GC illetve GC-MS vizsgálatok alapján egyértelműen megállapították, hogy mind a bal, mind pedig a jobb parton mért nagyobb koncentráció értékek a kommunális szennyvíztisztítókból származó növényi olaj (étolaj) és kozmetikumok vazelin tartalmából erednek. Az egyes helyeken talált „ kommunális” szennyeződéseket időről-időre visszavárták.

Kőolajipari termékekre jellemző anyagokat a minták nem tartalmaztak. Csak egy olyan minta volt (nagy sarkantyú bal part), amely **IV. gyenge m**inősítést kapott. A TPH koncentráció 227,0 mg/kg volt, amely mintegy 2,3-szorosa a talajok

„B" szennyezettségi határértékének. A GC-FID és GC-MS vizsgálatok eredményei egyértelműen nehézolaj (hidraulika) jelenlétét mutatták. Az esetet pontszennyezésnek tartják, mivel más időpontban nem reprodukálták.

Poliaromás szénhidrogének (PAH): az összes osztályba sorolás után kapott képkedvező, mert a minták kétharmadát a **I. kiváló** osztályba lehetett besorolni. A Duna többi szakaszán korábban vizsgált minták 80%-a e rendszer szerint minősítve gyenge minősítést kapott volna. A Dunának az 1532,0-1516,0 fkm közötti szakasza köztudottan lényegesen „ tisztább" , mint a Budapest alatti. A PAH vegyületeknek **II. jó, III. mérsékelt és IV. gyenge** minősítésű pontjai egybeesnek a TPH hasonlóan problémás pontjaival.

Poliklórozott bifenilek: a Duna vizsgált szakasza PCB-k tekintetében egy pontszennyezéstől eltekintve **I. kiváló** minősítésű. Ez az eset a nagy sarkantyú középvonalában 2009. októberében alacsony vízálláskor volt, amikor nagyobb **III. mérsékelt** osztályú értéket mértek. Ez egy „pillanatnyi", pontszerű szennyezés lehetett, mivel sem azt megelőző, sem az azt követő időszakban nem tudták reprodukálni.

Összefoglalásként megállapították: a szerves mikroszennyező anyagokra egy önkényes, de szakmai alapokra helyezett osztályrendszer szerint értékelték az 1534,0 és az 1516,0 fkm között vett folyami iszap mintákat. Megállapították, hogy a mérési eredmények lényegesebben kedvezőbbek, mint a Budapest északi és déli határában tapasztaltak **(Kék Csermely Kft 2010)**.

7.6.3.1.8 Összefoglalás, a Duna vízminősége 1979-2004. között

A VITUKI Vízminőségvédelmi Intézetének munkatársai az 1979-2004. között a törzshálózati szelvényekben történt mérések eredményei alapján elvégezték a Duna Dunaföldvár-Hercegszántó közötti szakaszának vízminőségi értékelését. A minősítést (osztályba sorolást) az MSZ 12749:1993 felhasználásával végezték, és annak alapján az éves 90%-os tartósságú értékeket tüntették fel az évek függvényében. A vízminőségi jellemzők kiválasztásánál az időbeli változás szemléltetésén túl szempont volt az is, hogy azok között minden komponens család szerepet kapjon. Megállapították, hogy a vízminőség változása a legtöbb komponens esetében sokkal markánsabban jelenik meg az idő függvényében, mint a hely függvényében. Kis túlzással az is elmondható, hogy nem az a súlyponti kérdés, hogy hossz-szelvényben honnan származik a minta, hanem az, hogy melyik évből.

A Fajsz, Baja, Mohács és Hercegszántó térségében általában nem mutatott eltérést a víz minősége a felette lévőhöz (Dunaföldvár) képest. Az Atomerőmű használtvíz-kibocsátása következtében tehát a Duna vízminősége nem változik számottevően. Egyaránt vonatkozik ez a megállapítás mindhárom részidőszakra és mindegyik értékelt statisztikai paraméterre. Ez azt jelenti, hogy az Atomerőmű az értékelt komponensek vonatkozásában a Duna vízminőségének alakulásában eddig nem játszott számottevő szerepet. Ha változott a Duna vízminősége, az nem az Atomerőmű hatására történt.

A Duna értékelt szakaszán ebben az időszakban a vízminőségi állapot osztályba sorolása során mindössze négy vízminőségi jellemző (szaprobitás index, a-klorofill tartalom, coliformszám, kőolaj és termékei) esetén találtak a kedvezőtlen viszonyokat tükröző **IV. (tűrhető) és az V. (erősen szennyezett) osztályú** vízminőséget.

A lineáris trendszámítás segítségével végzett számítások azt igazolták, hogy a vízminőség hosszútávú időbeli változásában az értékelt 26 évben csak a coliformszám, a réz és a vízhőmérséklet (augusztus) mutatott romló tendenciát, a többi jellemző vonatkozásában javulás, vagy stagnálás volt jellemző. *A határértékek a bekövetkezett vízminőségi osztályváltást is jól mutatták, ami egyes komponenseknél egészen szembeszökően egyértelmű és majdnem minden mintavételi helyre érvényes.*

A Duna vízminősége ebben az időszakban Paks térségében az oxigénforgalom mutatói és a szervesanyag-tartalom alapján az MSZ 12749:1993 szabvány szerinti **I–II. (kiváló–jó)**, a növényi tápanyag-tartalma alapján pedig a **II–III. (jó–tűrhető)** vízminőségi osztályba tartozott. A szerves és szervetlen mikroszennyezők közül az anionaktív detergensek és a toxikus fémek koncentrációja az **I–II.** osztálynak felelt meg, azonban a fenolok mennyisége szerint csak a **II–III.,** a kőolaj és termékei alapján pedig a jelentős javulás ellenére csupán a **IV. osztályba** tartozott.

A vízminőség időbeli osztályhatárokat is átlépő javulása különösen a KOIp, az ammónium-N, az ortofoszfát-P, az a-klorofill, a kőolaj és termékei, valamint az anionaktív detergenseknél mutatható ki. Néhány vízminőségi jellemző esetében (KOIp, ammónium-N, ortofoszfát-P, anionaktív detergensek) azonban azt is megfigyelték, hogy a javulási tendencia az utóbbi évek során „kifutott" és azt már stagnálás váltotta fel.

A vízhőmérséklet emelkedésével kapcsolatban elsősorban arra hívták fel a figyelmet, hogy annak mértéke Fajsznál nem volt nagyobb, mint Dunaföldvárnál, ami egyértelműen arra utal, hogy a középről vett minták esetében az Atomerőműnek nincs kimutatható hatása a Duna hőmérsékleti viszonyira, határon túl nyúló hatásai ezért nincsenek.

Az Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálatát 1983 óta végzi a BME, illetve a BME INNOTECH Kft. A vizsgálatok a Dunára, mint hűtővízbázisra, a hideg- és felmelegedett hűtővíz csatornára, a tűzivíz- és biztonsági hűtőrendszerek vízminőségére és szennyeződéseire, a dunai hőterhelésre, valamint a Paksi Atomerőmű Horgászegyesület horgásztavaira terjedtek ki. A helyszíni monitoring keretében a Duna vízminőségét a hidegvíz csatorna kiágazása felett az 1527,0 fkm-nél, valamint a felmelegedett hűtővíz csatorna torkolata alatt az 1526,0 fkm-nél vizsgálták.

Ezeknek a vizsgálatoknak az eredményei megerősítették a törzshálózati állomások vízvizsgálata alapján levont következtetéseket, melyek szerint az Atomerőmű használt vizeinek hatása a Duna hossz-szelvénye mentén elsősorban a vízhőmérséklet, és az oxigénforgalom mutatói, valamint egyes mikroszennyezők, kőolajszármazékok és a háztartási szennyvizekre jellemző komponensek tekintetében volt kimutatható. Azonban a szennyezések koncentrációja csak kissé haladta meg a Duna-vízre jellemző átlagos értéket.

A vizsgálatsorozatuk éveiben a vízkémiai paraméterek (oxigénháztartás és növényi tápanyagok mutatói) tekintetében kiugró értékeket vagy jelentős ingadozásokat nem tapasztaltak, szinte minden vizsgált időpontban és minden paraméterre igaz, hogy a **vízminőség I. (kiváló) vagy II. (jó) osztályú.**

A **2003. évi vizsgálatok eredményei** alapján az is megállapították, hogy a szélsőséges hidrológiai viszonyok (alacsony, illetve rendkívül alacsony dunai vízállások) jól követhetően karakteresen tükröződnek a dunai vízminőségben (pH, oldott oxigén, telítettség, KOI_{Cr},, növényi tápanyagok), a javulás tendenciája változatlan. A vízminőség a késő nyári-őszi hónapokban szokatlanul jó volt annak ellenére, hogy a tartós kisvizes időszakokban a terhelések (szennyvízbevezetések) jóval kisebb arányú hígítást kaptak a folyóban. Nem elhanyagolható felvízi változás az, hogy 2009. augusztus ától megindult a csepeli Központi Szennyvíztisztító Telep próbaüzeme, amely elsősorban bakteriológiai és biológiai paraméterek értékeiben már most is érzékelhető változásokat hozott.

A hideg- és a melegvíz csatornák vízminősége

A több évig tartó vizsgálatok eredményei alapján megállapították, hogy a **hidegvíz csatorna** vízminőségi állapotának vízkémiai jellemzői kedvezőek és az évszakra átlagosan jellemző tartományban ingadoznak. Gyakorlatilag minden vizsgált mutató értéke a **I. (kiváló) és a II. (jó)** vízminőségi osztályba tartozik**.** A csatorna hossz-szelvénye mentén a lebegőanyag tartalom csak kisebb változásokat mutat, az ülepítő hatás miatt általában csökken. Biológiai szempontból a Dunától kiindulva a hidegvíz csatorna mentén a vízkivételig a csatorna ülepítő hatására utaló változások megfigyelhetők, de a vízminőség alig változik.

A melegvízoldali vízminőség még az alacsony vízállások és magas vízhőmérsékletek esetében sem romlik olyan mértékben, hogy a hidegvíz csatornában mért vízminőségi paraméterek alapján megállapított osztályba sorolást átrendezné, vízminőségi osztályváltozás (romlás) nem következik be. Az oxigén telítettség a Dunához és a hidegvízoldalhoz képest kissé nagyobb, a szervesanyag tartalom azonban lényegesen nem változik. Egyes években (2005, 2006) a lebegőanyag és szervesanyag tartalom 2-2,5-szörösére nőtt. Az oldott oxigén tartalomnak a visszalevegőztető hatás miatt a szinttartó bukónál mért mintegy 80%-os telítettségi értéke a dunai torkolatban pedig csaknem elérte a 100%-ot. Ezekben az években a hidegvízi oldalon a lebegőanyag tartalom és az a-klorofill értéke is jelentősen megnőtt, ennek ellenére a melegvízoldalon nem volt jelentős eltérés a hidegvíz oldali értékekhez viszonyítva.

A torkolatnál a habképződés többnyire kismértékű, hűtővíz rendszer tekintetében veszélyes bevonatképző szervezet egyedei és telepei, élő és elpusztult képletei (vándorkagyló, mohaállat) csak egyes években voltak megfigyelhetők (2002, 2009), amikor a hab halszagú volt.

7.6.3.2 Fitoplankton vizsgálatok 1999-2011

A Keretprogram szerinti szakterületi vizsgálati és értékelési programok módszertani és kritérium dokumentumainak (**MKD**) kidolgozásához kapcsolódó és a következőkben részletesen bemutatott elemzések célja a Dunaföldvár-Hercegszántó (kb.1560–1434 fkm) közötti Duna-szakasz, valamint a telephely környezetében levő állóvizek archiv algológiai (fitoplankton, fitobenton) adatainak összegyűjtése és kritikai értékelése volt, az utóbbi évek adatainak esetében a Víz Keretirányelv (VKI) ajánlásainak figyelembe vételével.

A rendelkezésre álló algológiai adatok, információk kritikai feldolgozását és értékelését (b), összesen 517 mennyiségi és minőségi vizsgálat eredményei alapján foglaltuk össze. A feldolgozott adatok az MVM Lévai Projekt által átadott dokumentációk közül a VITUKI (2001, 2002), a BME INNOTECH Kft. (2002, 2002a, 2002b, 2003, 2003a, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009), az ÖKO Zrt (2005, 2009) és a PÖYRY ERŐTERV Zrt. (2011) jelentéseiben találhatók.

A Duna Paks-Mohács szakasza algológiai (fitoplankton, fitobenton) vizsgálatának eredményeit leíró fejezetekben öszesen 426, ill. 26 fitoplankton és fitobenton vizsgálat eredményeinek ismertetése és értékelése van. Az 1999-2011. időszakban a legtöbb mennyiségi és minőségi algológiai vizsgálat (összesen 236) Paks térségében, a következő mintavételi helyeken történt.

Duna: Paks, komp felett, jobbpart
Duna: Paks, komp, balpart (1534.0 fkm)
Duna: Paks, komp, közép (1534.0 fkm)
Duna: Paks. komp, jobbpart (1534.0 fkm)
Duna: Paks, komp, közép, bója (1534.0 fkm)
Duna: Paks, jobbpart közeli bója (1532.2 fkm)
Duna: Paks. jobbpart (1527.0 fkm)
Duna: Paks, melegvíz-csatorna torkolati szelvénye, közép (1525.8 fkm)
Duna: Paks, melegvíz-csatorna torkolati szelvénye, közép, bója (1525.8 fkm)
Duna: Paks, melegvíz-csatorna torkolata, jobbpart (1525.8 fkm)
Duna: Paks, melegvíz-csatorna alatt (1527.7)
Duna: Paks, Nagy-sarkantyú, balpart (1526.2 fkm)
Duna: Paks, Nagy-sarkantyú, közép (1526.2 fkm)
Duna: Paks, Nagy-sarkantyú, jobbpart (1526.2 fkm)
Duna: Paks, Nagy-sarkantyú, jobbpart, felvízi oldal (1526.2 fkm)
Duna: Paks, Nagy-sarkantyú, jobbpart, alvízi oldal (1526.2 fkm)
Duna: Paks, hidegvíz-csatorna felett, csónak-kikötő, ponton
Duna: Paks, hidegvíz-csatorna, uszadékfogó rács
Duna: Paks, hidegvíz-csatorna, mesterséges alzat
Duna: Paks, hidegvíz-csatorna, jégfogó
Duna: Paks, Kis-sarkantyú, jobbpart, felvízi oldal

A VITUKI Rt. a Paks-Mohács Duna-szakaszon, 1999.-ben, majd a 2001., 2002. és a 2003. években összesen tíz alkalommal vizsgálta a fitoplankton biomasszájának és összetételének, valamint az a-klorofill koncentrációnak hossz-szelvény menti változásait (VITUKI 2002, 2004, ETV ERŐTERV Rt. 2004, 2006).

A BME INNOTECH Kft. a Paksi Atomerőmű Zrt. megbízása alapján 1983.-tól vizsgálja a Duna Paks-Mohács szakaszát, a Paksi Atomerőmű horgásztavait, valamint a Faddi-Holt-Dunát és annak vízpótló rendszerét vízgazdálkodási és vízminőségi szempontból, különös tekintettel a dunai hőterhelésre. A BME a hőterhelés, ill. az új folyószabályozási művek ellenőrzése céljából végzett elemzéseit a 2002. évtől kezdődően a vízminőség kémiai és biológiai vizsgálatával is kiegészítette, amelyek a 2003. évtől kezdődően kiterjedtek a **fitoplankton**ra és a **fitobenton**ra is (BME INNOTECH Kft. 2002, 2002a, 2002b, 2003, 2003a, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011).

A VITUKI Rt. a **Paks-Mohács Duna-szakasz**on, 1999.-ben, majd a 2001. és 2002. években összesen hat alkalommal vizsgálta a fitoplankton biomasszájának és összetételének, valamint az a-klorofill koncentrációnak hossz-szelvény menti változásait.

A VITUKI Rt. (2001, 2002) vizsgálatainak eredményei szerint **1999. november**ében a Duna Paks-Mohács szakaszán a fitoplankton biomasszája és összetétele, valamint az a-klorofill koncentráció változásában határozott hossz-szelvény menti tendencia nem volt felismerhető. A biomassza legnagyobb arányú összetevői a kovamoszatok voltak,amelyek biomasszára vonatkoztatott relatív abundanciája 62,0% (Uszód sodor) és 85,2% (Uszód jobb part) között változott (ÖKO Zrt. 2005).

A két év (2001-2002.) összesen öt vizsgálati eredménye alapján közelítő jelleggel következtethetünk a Duna víznek az erőmű hűtőrendszerén való áthaladása során bekövetkező változásokra. A melegvíz-csatorna torkolatánál (Pmj) mért ill. számított biomassza (B), a-klorofill koncentráció (a-kl), valamint a-klorofill százalék (a-kl %) értékek átlagát a paksi sodorvonali (Pks) és a jobbparti (Pkj) megfelelő értékekkel összehasonlítva az erőmű hűtőrendszerén áthaladó vízben:

- a fitoplankton biomassza növekedése (Pmj/Pks = 113 %, Pmj/Pkj = 126 %),
- az a-klorofill koncentráció csökkenése (Pmj/Pks = 95 %, Pmj/Pkj = 90 %) és ebből adódóan
- a biomassza a-klorofill tartalmának csökkenése (Pmj/Pks = 83 %, Pmj/Pkj = 75 %) állapítható meg.

A fitoplankton biomassza %-os a-klorofill tartalmának az erőmű feletti (Pks, Pkj) és alatti szelvények (Pmj) közötti csökkenése a fitoplankton kismértékű fiziológiai károsodását jelzi, ami a Duna-víznek az erőmű hűtőrendszerén való áthaladása során bekövetkező hő- és mechanikai hatások következménye.

A BME INNOTECH Kft. a Paksi Atomerőmű Zrt. megbízása alapján 1983.-tól vizsgálja a Duna Paks-Mohács szakaszát, a Paksi Atomerőmű horgásztavait, valamint a Faddi Holt-Dunát és annak vízpótló rendszerét vízgazdálkodási és vízminőségi szempontból, különös tekintettel a dunai hőterhelésre. A BME a hőterhelés, ill. az új folyószabályozási művek ellenőrzése céljából végzett elemzéseit a 2002. évtől kezdődően a vízminőség kémiai és biológiai vizsgálatával is kiegészítette, amelyek a 2004. évtől kezdődően kiterjedtek a **fitoplankton**ra és a **fitobentonton**ra is (BME INNOTECH Kft. 2002, 2002a, 2002b, 2003, 2003a, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011).

A Duna paksi (1527.0 fkm) jobbparti szelvényében a 2004-2011. időszakban 65 mennyiségi és minőségi fitoplankton vizsgálat történt. A fitoplankton biomassza, ill. a biomasszából számított a-klorofill koncentráció szélső értékei 0.33 mg/l, ill. 1.3 µg/l (2008. október 1.) és 63.1mg/l, ill. 241.6 µg/l (2005. április 16.) voltak. A teljes idősor átlagos biomassza, ill. a-klorofill koncentrácó értékei 13.8mg/l, ill. 51.6 µg/l voltak. A számított a-klorofill koncentráció szélső és átlagos értékei a Felföldy (1987)-féle tíz fokozatú trofitási skálán a **2** (oligotrófikus) (2008. október 1.), a **8** (politrófikus) (2005. április 16.), és a **6** (eutrófikus) fokozatnak felelt meg. A biomasszából számított a-klorofill koncentráció a vizsgált, összesen 65 eset közül 9 (14%) alkalommal a **2** (oligotrófikus), 8 (12%) alkalommal a **3** (oligo-mezotrófikus), 6 (9%) alkalommal a **4** (mezotrófikus), 11 (17%) alkalommal az **5** (mezo-eutrófikus), 21 (32%) alkalommal a **6** (eutrófikus), 9 (14%) alkalommal a **7** (eu-politrófikus) és 1 (2%) alkalommal a **8** (politrófikus) fokozatnak felelt meg. A fitoplankton legnagyobb arányú összetevői, egy időpont (2011. október 4.) kivételével, a *Centrales*-rendbe tartozó kovaalgák voltak. Biomasszára vonatkoztatott relatív abundanciájuk 17.3% (2011. október 4.) és 94.1 % (2005. május 11.) között változott, átlagosan 80.1 % volt. 2011. október 4.-én, a rendkívül kis (0.74 mg/l) fitoplankton biomassza legnagyobb arányú összetevői a páncélos ostoros moszatok *Dinophyta*: 34.6%), a barázdás ostoros moszatok (*Cryptophyta*: 29.0%) és a *Centrales*-rendbe tartozó kovaalgák (17.3%) voltak. Az évente egy vagy két alkalommal, a Duna Paks-Mohács szakaszán történt vizsgálatok alapján egyértelmű hosszelvény menti változások nem voltak kimutathatók.

A Paksi Atomerőmű Zrt által kiírt „Az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring pályázat végrehajtása" c. kutatási program keretében **2009**-ben és **2010**-ben vizsgáltuk a Duna Paks és Gerjen közötti szakaszának fitoplanktonját az ökológiai állapot jellemzése céljából a **Víz Keretirányelv** ajánlásainak megfelelően (KÉK CSERMELY Kft., 2010). A részletes jelentés fontosabb megállapításai a PŐYRY ERŐTERV (2011) jelentésében is megtalálhatók.

A 2009. június és 2010 március közötti összesen 56 fitoplankton minta mennyiségi és minőségi vizsgálata alapján számított **HRPI** értékek **Víz Keretirányelv**nek megfelelő besorolása alapján a Duna Paks és Gerjen-Foktő közötti szakaszán az esetek 9%-ában a *kiváló*, 68%-ában a *jó*, 20%-ában a *közepes* és 4%-ában a *gyenge* **ökológiai állapot**nak feleltek meg.

A szezonális különbségeket összehasonlítva megállapítható hogy a fitoplankton mennyisége és összetétele alapján meghatározott **HRPI** értékek 2009. augusztusában feleltek meg a legjobb és 2009. októberében a legrosszabb ökológiai állapotnak.

A **fitoplankton** mennyisége és összetétele alapján meghatározott **HRPI** értékek alapján a kis biomasszával jellemezhető időszakokban (2009. június, augusztus, 2010. március) nem volt kimutatható hosszelvény menti változás. A paksi komp (PK) szelvényében meghatározott HRPI értéket 100%-nak tekintve, a melegvíz-csatorna (MV), Nagy-sarkantyú (NS), Uszód (U) és Gerjen-Foktő (GF) szelvényekben rendre a következő értékek adódtak:

2009. június: PK (100%) → MV (107%) → NS (97%) → U (92%) → GF (92%)
2009. augusztus: PK (100%) → MV (98%) → NS (97%) → U (99%) → GF (97%)
2009. október: PK (100%) → MV (79%) → NS (77%) → U (77%) → GF (75%)
2010. március: PK (100%) → MV (103%) → NS (100%) → U (101%) → GF (99%)

A térbeni különbségeket összehasonlítva, elsősorban a *melegvíz-csatorna hatását* figyelembevéve megállapítható hogy a fitoplankton mennyisége és összetétele alapján meghatározott **HRPI** értékekben a kis biomasszával jellemezhető időszakokban (2009. június, augusztus, 2010. március) nem volt kimutatható hosszelvény menti változás. Az ökológiai állapot kismértékü romlása a melegvíz-csatorna szelvényében és az alatta levő Duna-szakaszon csak 2009. októberében, a *Centrales*-rendbe tartozó kovaalgák tömegprodukciójával egyidőben volt kimutatható.

A **hőterhelésnek a fitoplanktonra gyakorolt fiziológiai hatását** 2003. július 14.-én helyszíni kísérletben vizsgáltuk (ETV-ERŐTERV Rt., 2006).

A hidegvíz-csatornából vett minta fitoplanktonjának fotoszintetikus oxigén-termelése mintegy 20 %-kal volt nagyobb a melegvízi, mint az eredeti környezetben.

A melegvíz-csatornából vett minta fitoplanktonjának fotoszintetikus oxigén-termelése a hidegvízben való expozíció hatására az eredeti melegvízi környezetben exponált mintáénál mintegy 21 %-kal volt kisebb.

A legnagyobb értéket (23.6 µg O_2/µg a-kl/óra) a hidegvíz csatornából vett és a melegvízben exponált mintában mértük.

A hidegvízi fitoplankton fotoszintézisének intenzitása minden összehasonlításban nagyobb volt, mint a melegvíz-csatorna fitoplanktonjáé, ami azt jelenti, hogy a fitoplankton kis mértékben károsodik a Duna víznek az erőmű hűtőrendszerén való áthaladása során.

Ez a hatás közvetlen mikroszkópos vizsgálattal nem, vagy csak speciális esetben (pl.: *Sceletonema*-tömegprodukció esetén a fonalak szétesése) mutatható ki. A fiziológiai károsodás azonban a fotoszintetikus oxigén-termelés mérésével kimutatható, ami megerősíti régebbi vizsgálatunk (Németh 1984) eredményeit.

7.6.3.3 Fitobenton vizsgálatok 2006-2011

A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata részeként a 2006-2011. időszakban, a Duna Paks-Mohács szakaszán, vizsgáltuk a fitobenton kovaalga állományának összetételét a szennyezettség mértékének megállapítása, ill. az ökológiai állapot meghatározása céljából Az eredményeket és azok értékelését a BME INNOTECH Kft. (2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011) kutatási jelentései tartalmazzák. A Paksi Atomerőmű Zrt által kiírt „Az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring pályázat végrehajtása" c. kutatási program keretében a 2009 júniusa és 2010 márciusa közötti időszakban négy alkalommal vizsgáltuk a Duna Paks és Gerjen közötti szakaszának **fitobenton**ját az ökológiai állapot jellemzése céljából a **Víz Keretirányelv** ajánlásainak megfelelően, az IPS kovaalga-index alapján számított EQR érték alkalmazásával. Az eredményeket és azok értékelését a KÉK CSERMELY Kft. (2010) jelentésének felhasználásával jelen tanulmány külön fejezetében foglaljuk össze.

A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata részeként a **2006-2011.** időszakban, a Duna Paks-Mohács szakaszán, vizsgáltuk a **fitobenton** kovaalga állományának összetételét a szennyezettség

mértékének megállapítása, ill. az ökológiai állapot meghatározása céljából. Az eredményeket és azok értékelését a BME INNOTECH Kft. (2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011) kutatási jelentései tartalmazzák.

A Duna Paks-Mohács szakaszán a **fitobenton** kovaalga állományának vizsgálata eredményeit a **2006-2009.** időszakban a **DI-CH** kovaalga index-szel jellemeztük. Az eredmények alapján számított kovaalga index értékei alapján HÜRLIMANN és NIEDERHAUSER (2000) nyolc-fokozatú (1-8) skáláját alkalmazva soroltuk **szennyezettségi kategóriák**ba a vizsgált mintákat.

A **2008-2011.** időszakban a Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő IPS kovaalga-index alapján számított EQR értékeket alkalmaztuk az **ökológiai állapot** meghatározására.

A **2008-2009.** átmeneti időszakban a két, különböző elméleti alapon kidolgozott értékelési módszert párhuzamosan alkalmaztuk.

A **2006-2009.** időszakban a Hürlimann és Niederhauser (2000) tanulmánya alapján értékelt 18 dunai fitobenton vizsgálat eredménye közül 13 (72%) a kissé szennyezett, 3 (17%) a közepesen szennyezett, 2 (11%) az erősen szennyezett kategóriának felel meg.

A **2008-2009.** időszakban, a Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő IPS kovaalga-index alapján számított EQR értékek alapján értékelt 22 vizsgálat eredménye közül 7 (32%) a közepes, 14 (64%) a jó, 1 (4%) a kiváló ökológiai állapotnak felel meg.

A Paksi Atomerőmű Zrt által kiírt „Az üzemidő hosszabbítás környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring pályázat végrehajtása" c. kutatási program keretében, **2009. június** és **2010 március** közötti időszakban négy alkalommal vizsgáltuk a Duna Paks és Gerjen közötti szakaszának **fitobenton**ját az ökológiai állapot jellemzése céljából a **Víz Keretirányelv** ajánlásainak megfelelően, az IPS kovaalga-index alapján számított EQR érték alkalmazásával. Az eredményeket és azok értékelését a KÉK CSERMELY Kft. (2010) jelentésének felhasználásával jelen tanulmány külön fejezetében foglaljuk össze.

A **2009. június** és **2010 március** között a Duna Paks-Gerjen szakaszán, összesen 69 **fitobenton** minta kovaalga állományának kvantitatív vizsgálata alapján megállapított és az ökológiai állapotot jellemző EQR-érték az esetek 49%-ában a *jó/közepes* **ökológiai állapot** határértékénél kisebb, az esetek 48%-ában a *jó/közepes* **ökológiai állapot** határértékénél nagyobb, továbbá az esetek 3%-ában a *kiváló/jó* **ökológiai állapot** határértékénél nagyobb volt. A szezonális különbségeket összehasonlítva megállapítható továbbá, hogy a fitobenton kovaalga állományának kvantitatív vizsgálata alapján meghatározott **ökológiai állapot** 2010 tavaszán volt a legkedvezőbb.

A fitobenton vizsgálatok alapján, az ökológiai állapotot kifejező **EQR** érték egyértelmű hosszelvény menti változása nem állapítható meg és ezért a hőterhelés hatása sem.

7.6.3.4 Makrofita vizsgálatok

Farkas (2001) A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága. Részjelentés.
Farkas (2002) A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága III. Összesítő jelentés
Farkas (2003) A Paksi Atomerőmű Rt. szűkebb körzetének növényvilága IV. Év végi összesítő jelentés.
MTTM (2004) A paksi telephely jellemzését szolgáló, a környezetvédelmi-, telephely- és vízjogi engedélyezéssel összefüggő monitorozási program végrehajtása. Minta értékű zoológiai biomonitoring vizsgálatok. ÖKO Zrt.

A PA 3 km-es körzetének terresztris növényeinek felmérései. Ezen túl az adatok kizárólag florisztikai jellegűek, amelyek pusztán egy faj adott helyen való jelenlétét tükrözik. A florisztikai adatközlés azonban a védett és ritka fajokra koncentrál, amelyek között természetesen sok kiváló indikációs tulajdonságú faj található, de mégsem tükrözi úgy egy hely ökológiai állapotát, mint egy mennyiségi adatokkal alátámasztott kvantitatív felmérés. Jelen vizsgálat tárgyát a teresztris növények felmérése nem képezi. Mindezek alapján kijelenthető, hogy a vizsgálati területre az irodalomban fellehető adatok nem alkalmasak bármilyen minősítésre, azok csak tájékoztató jellegű információkat nyújtanak a minősítést végző szakember számára.

7.6.3.5 Makrozoobenton vizsgálatok

VITUKI (2002) Összefoglaló jelentés „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program c. téma keretében 2001-2002-ben végzett munkáról" Vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés. Témaszám: 721/3/563901. – Duna Paks.

A feldolgozott adatok közül, a 2001-2002-ben a VITUKI által vett makrozoobenton minták szemi-kvantitatívak, azaz a vízminősítésre csak korlátozott mértékben alkalmazható. Bizonyos biotikus indexek (pl. család pontrendszeren alapuló mutatók BMWP, ASPT) ugyan képezhetők, de ezek VKI alapú ökológiai minősítésre önmagukban még nem, vagy csak korlátozottan alkalmasak. Ezek alapján a VITUKI adatbázisát a Duna paksi szsakaszának, vagyis a HURWAEP444 víztest VKI szerinti minősítésére csak megszorításokkal javasoljuk alkalmazni.

VITUKI (2004) „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program" Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. 0000K00ERA00042/A. P123030/0007/A. ERŐTERV RT. Budapest. – Duna-Paks.

A feldolgozott adatok közül, a 2003-ban a VITUKI által vett makrozoobenton minták szemi-kvantitatívak, azaz a vízminősítésre csak korlátozott mértékben alkalmazható. Bizonyos biotikus indexek (pl. család pontrendszeren alapuló mutatók BMWP, ASPT) ugyan képezhetők, de ezek VKI alapú ökológiai minősítésre önmagukban még nem, vagy csak korlátozottan alkalmasak. Ezek alapján a VITUKI adatbázisát a Duna paksi szsakaszának, vagyis a HURWAEP444 víztest VKI szerinti minősítésére csak megszorításokkal javasoljuk alkalmazni.

DDKTVF (2007) Víz Keretirányelv monitorozás. VM. – Duna-Dunaföldvár, Baja, Mohács.

A DDKTVF által vett kvantitatív minták a Duna dunaföldvári (HURWAEP444), bajai és mohácsi (HURWAEP445) szakaszának VKI szerinti minősítésére felhasználhatók.

DDKTVF (2008) Víz Keretirányelv monitorozás. VM. – Duna-Dunaföldvár, Baja, Mohács.

A DDKTVF által vett kvantitatív minták a Duna dunaföldvári (HURWAEP444), bajai és mohácsi (HURWAEP445) szakaszának VKI szerinti minősítésére felhasználhatók.

SCIAP Kft (2010) A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtásáról. 2009-2010. Kék Csermely Kft. Duna-Paks

A SCIAP Kft. által vett kvantitatív minták a Duna paksi szakaszának (HURWAEP444) VKI szerinti minősítésére felhasználhatók.

A makrozoobenton vizsgálat eredményeit összegezve megállapítható, hogy a közösségszerkezeti mutatók alapján csak az első három mintavételi időpontban tapasztaltunk különbségeket a melegvíz befolyó által érintett mintavételi helyek (6-9) és a kontroll (felvízi) pontok között, valamint ez a hatás már a 11-15 pontokon nem jelentkezik, azaz csak lokális mértékű. Kiderült továbbá, hogy jelentős hatással van ezen mutatók alakulására az adott mintavételi helyen található természetes és/vagy mesterséges aljzatoknak is.

A többváltozós módszerrel képzett ordináció alapján a két mellékági mintavételi pont (PMZB3 és PMZB10) szinte minden egyes alkalommal elkülönült a többi helytől, míg a melegvíz hatásának közvetlenül kitett 6-os pont nem különült el teljesen és csak az augusztusban vett minták esetében kerültek közel egymáshoz a 7-8-9 mintavételi helyek, melyekre szintén hatással volt a kibocsátott hűtővíz.

A kvalitatív (bináris) adatok elemzése alapján megállapítható, hogy a hűtővíz által közvetlenül érintett szakaszok elkülönülnek, azaz taxonkészletük hasonló, ezért a melegvíz befolyásolta a kialakult makrofaunát ezeken a pontokon, mivel azonban más helyekkel nem mutatott hasonlóságot a hatás csak helyi szintű volt.

A négy mintavételi időpontban vett mintákban összesen 109 makrogerinctelen taxont mutattunk ki. Ezek többsége azonban invazív, idegenhonos faj, melyekre jellemző, hogy gyorsan képesek alkalmazkodni a megváltozott

környezeti viszonyokhoz, pl. melegvíz és így gyorsan benépesítik az érintett szakaszokat, melyek fajgazdagsága ezáltal megnőhet(!). Másodsorban elősegíti ezen fajok elterjedését és ezzel fennáll a veszélye annak, hogy kiszorítják az őshonos fajokat, így a melegvíz lokális hatásának sajnos nagyobb térléptékű következményei is lehetnek (pl. Dikerogammarus villosus, Corbicula fluminea térhódítása a Duna vízgyűjtőjén).

Mindent összevetve kijelenthető, hogy a Paksi Atomerőmű hűtővíz csatornájából kibocsátott melegvíz hatása a makrogerinctelen szervezetekre lokális jelentőségű és vizsgálataink szerint 1,5-2 km-nél nem nagyobb hatótávolságú.

A jelenlegi vizsgálataink eredményét alátámasztják a korábbi évek vizsgálatsorozatai (Jelentés 2001, 2003). A csóvaszerűen levonuló felmelegedett hűtővíz csupán lokális hatást fejt ki a makroszkopikus vízi gerinctelen élőlényegyüttes tagjaira, ugyanakkor ökológiai szempontból a legnagyobb veszélyt az jelentheti, ha a melegvízi körülmények között az újonnan betelepült, inváziós (pl. Corbicula-fajok) fajok rohamosan szaporodni kezdenek és gyors terjedésükkel, a hasonló ökológiai igényű őshonos fajokat kiszorítják.

BME-INNOTECH (2003-2009) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Kutatási jelentés. – Duna-Paks; Horgász-tavak

A BME-INNOTECH által 2003-2009 között elvégzett vizsgálatok eredményeiként a Duna melegvíz kifolyója környékéről 2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009. évi jelentésekben találhatóak kvalitatív adatok. Emellett a 2003. évi jelentésben található kvalitatív adat a Horgász-tavak területéről. Ezek a kvalitatív adatok minősítésre nam alkalmasak, ugyanakkor információt (faunisztikai, illetve szórvány adatok) adhatnak a víztest jellemzéséhez.

MTTM (2004) A paksi telephely jellemzését szolgáló, a környezetvédelmi-, telephely- és vízjogi engedélyezéssel összefüggő monitorozási program végrehajtása. Minta értékű zoológiai biomonitoring vizsgálatok. ÖKO Zrt.

A PA 3 km-es körzetének faunisztikai felmérését tartalmazza, amelyben az alapvetően terresztris adatok mellett szórványosan fordulnak elő akvatikus szervezetekre vonatkozó megfigyelések. A szórványos adatok minősítésre nem alkalmasak. Hozzájárulhatnak a víztest jellemzéséhez.

Taxonok	**Helyek**	
	Duna (melegvízcsatorna torkolat alatt)	Paksi Atomerőmű 3 km-es körzete)
Csigák (Mollusca: Gastropoda)		
Theodoxus fluviatilis (LINNAEUS 1758)	2003	
Viviparus acerosus (BOURGUIGNAT 1862)		2003
Viviparus contectus (MILLET, 1813)		2003
Bithynia tentaculata (LINNAEUS, 1758)		2003
Galba truncatula (O. F. MÜLLER, 1774)		2003
Lymnaea stagnalis (LINNAEUS, 1758)		2003
Stagnicola palustris (O. F. MÜLLER, 1774)		2003
Radix auricularia (LINNAEUS, 1758)		2003
Radix peregra (O.F. MÜLLER, 1774)		2003
Physella acuta (DRAPARNAUD, 1805)		2003
Planorbarius corneus (LINNAEUS, 1758)		2003
Planorbis planorbis (LINNAEUS, 1758)		2003
Anisus spirorbis (LINNAEUS, 1758)		2003
Anisus vortex (LINNAEUS, 1758)		2003
Gyraulus albus (O.F. MÜLLER, 1774)		2003
Gyraulus crista (LINNAEUS, 1758)		2003
Kagylók (Mollusca: Bivalvia)		
Unio crassus RETZIUS, 1788	2006, 2007, 2008	
Unio pictorum (LINNAEUS, 1758)	2006, 2007, 2008	
Unio tumidus RETZIUS, 1788	2007, 2008	
Unio spp.	2008, 2009	
Anodonta anatina (LINNAEUS, 1758)	2007	
Sinanodonta woodiana (LEA, 1834)	2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009	
Dreissena polymorpha (PALLAS, 1771)	2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009	
Corbicula fluminea (O.F. MÜLLER, 1774)	2003, 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009	

Corbicula fluminalis (O.F. MÜLLER, 1774)	2007	
Rovarok (Insecta)		
Szitakötők (Insecta: Odonata)		
Ischnura elegans SCHMIDT, 1938		
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)		
Aeshna grandis		
Bogarak (Coleoptera)		
Csíkbogarak (Dytiscidae)		
Hydroglyphus geminus (FABRICIUS, 1792)		2003
Laccophilus hyalinus (DE GEER, 1774)		2003
Porhydrus lineatus (FABRICIUS, 1775)		2003
Csíborfélék (Hydrophilidae)		
Anacaena limbata (FABRICIUS, 1792)		2003
Hydrobius fuscipes (LINNAEUS, 1758)		2003
Hydrochara caraboides (LINNAEUS, 1758)		2003
Poloskák (Heteroptera)		
Ranatra linearis (LINNAEUS, 1758)		
Hesperocorixa linnaei (FIEBER, 1848)		
Kétszárnyúak (Diptera)		
Chironomidae		

7.6.3.5-1. táblázatA PA 3 km-es körzetének faunisztikai felmérése

Duna (melegvízcsatorna torkolat alatt): BME-INNOTECH (2003-2009) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Kutatási jelentés. – Duna-Paks; Horgász-tavak

Paksi Atomerőmű 3 km-es körzete: MTTM (2004) A paksi telephely jellemzését szolgáló, a környezetvédelmi-, telephely- és vízjogi engedélyezéssel összefüggő monitorozási program végrehajtása. Minta értékű zoológiai biomonitoring vizsgálatok. ÖKO Zrt.

7.6.3.6 Halfauna vizsgálatok

VITUKI (2002) Összefoglaló jelentés „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program c. téma keretében 2001-2002-ben végzett munkáról" Vízminőségi és ökológiai állapotfelmérés. Témaszám: 721/3/563901. – Duna Paks.

A jelentés szerint a hafauna vizsgálata kisszerszámos halászeszközze történt, emellett a dunai halfaunára vonatkozóan halászok, horgászok információi alapján tesz megállapítást. A saját vzsgálatok adatai között határozási tévedés is előfordul (Cottus gobio), emiatt a faunaadatok bizonyos fenntartással kezelendők. Összességében a kvalitatív jellegű adatok háttérinformációt jelentenek a paksi Duna-szakasz halállományához, azonban VKI szempontú minősítésre nem alkalmasak.

Halasi-Kovács (2004) „A Paksi Atomerőmű élettartam hosszabbításának és teljesítménynövelésének környezetvédelmi és vízjogi engedélyezéséhez kapcsolódó telephely jellemzési program" Zárójelentés a Paksi Atomerőmű telephely-jellemzési programjának keretében a felszíni vizek állapotáról és változásáról. 0000K00ERA00042/A. P123030/0007/A. ERŐTERV RT. Budapest. – Duna-Paks.

A VKI szempontjainak megfelelő, felvízi és alvízi szemikvantitatív mintavételen alapuló adatbázis 2002, és 2003-ban vett minták alapján. Az adatok alapján a Duna paksi szakaszának (HURWAEP444) összevont – tehát fel- és alvizének – EQIHRF alapú minősítésére alkalmas.

A VKI szempontjainak megfelelő, szemikvantitatív mintavételen alapuló adatbázis a PA hidegvíz csatornájára vonatkozóan 2002-ben és 2003-ban.

Kvalitatív mintavételi adatok a PA melegvíz csatornájában előforduló halakról 2002-ben és 2003-ban. Ez az adatsor minősítésre nem alkalmas, ugyanakkor a PA környékének – elsősorban a melegvízben megélni képes – halfajokról nyújt információt.

Halasi-Kovács (2005) Kutatási jelentés a „Paksi Atomerőmű környezeti hatástanulmánya" című téma keretén belül – Halállomány összetételének kvalitatív és kvantitatív vizsgálata a paksi Duna-szakaszon II. VITUKI Debrecen-Budapest.

A VKI szempontjainak megfelelő, felvízi és alvízi szemikvantitatív mintavételen alapuló adatbázis. Az adatok alapján a Duna paksi szakaszának (HURWAEP444) külön felvízi és külön alvízi szakaszának EQIHRF alapú minősítésére alkalmas.

Az adatbázisban a megfogott halegyedek testhossz adatai is szerepelnek, ami további elemzések elvégzésére is lehetőséget nyújt.

A jelentés tartalmazza a Paksi Halászati Szövetkezet fogási adatait 2000-2004 közöt, ami lehetővé teszi a szakaszon előforduló, halászatilag hasznosított fajok középtávú állományváltozásának ismertetését.

A felmérés során a mintavételi területen 36 halfaj több, mint 5 000 példányát vizsgáltuk. A fogott fajok közül 11 áll természetvédelmi oltalom alatt. Ezek közül kettő fokozottan védett. A mintavételek eredményei a fajösszetétel szempontjából a teljes vizsgált Duna-szakaszra vonatkozóan azonosnak tekinthetők, a mennyiségi adatok a felvízi és alvízi szakaszok szerint relevánsak, értékelhető eredményeket biztosítanak.

A fajszerkezet alapján a vizsgált Duna-szakasz a vízfolyások epipotamális régiójába sorolható, de a síkvidéki régióra (metapotamon) jellemző fajok magasabb aránya a két régió közötti átmeneti állapotot jelzi. A védett halfajok magas száma következtében a szakasz természetvédelmi értéke magas. A halfauna azonban nem mutat egységes képet, a zavarás miatt a szakasz természetessége csökkent.

A hidegvíz-csatornában a halállomány kevert, ami nagymértékű zavartságot bizonyít. A melegvíz-csatornában önálló halállomány nem alakul ki.

A kvantitatív vizsgálatok eredményei azt mutatják, hogy az egységnyi hosszra számított egyedszám alacsony-közepes, az a Duna középső szakaszára jellemzőnek tekinthető.

Az egységnyi egyedszám értéke a kifolyó alatti szakaszon kimutathatóan magasabb, mint a felvízi szakaszon. A hidegvíz-csatornában tapasztalható a legalacsonyabb érték.

Az alvízi szakaszon az egyedszám növekedését az áramlást kedvelő, köves aljzathoz kötődő halfajok, valamint az adventív fajok okozzák.

Az eltérő környezeti adottságú élőhelyek halegyüttesei jellegzetes különbségeket mutatnak. A felvízi szakasz köves aljzatú területeinek halállománya egyveretű, azon jól meghatározható halegyüttes alakul ki. Az alvízen a halállomány gradiens szerű változást mutat. Ez a jelenség egyértelműen a hűtővíz bevezetés következtében alakul ki. A természetes aljzatú mintapontokon szakasz szerinti eltérés nem mutatható ki. Itt az autochton környezeti tényezők erősebb hatásúak.

A hűtővíz kifolyó alatti szakaszon mért fajdiverzitás értéke magasabb, mint a felvízi szakaszon. A diverzitás emelkedése a köves aljzatú területeken jellemző, a természetes aljzatú élőhelyek fajdiverzitása az alvízi szakaszon alacsonyabb. A diverzitás magasabb szintje nem természetes folyamat eredménye, az itt a mesterséges beavatkozás következménye.

A halfajok korstruktúra elemzése azt bizonyítja, hogy a fajok korszerkezete a természetes állapotnak megfelelő, az alvízi és felvízi szakaszon jelentős eltérés nem tapasztalható. A vizsgált fajok növekedési erélye az irodalmi adatokkal összevetve jónak mondható.

A halászati fogási adatok megfelelő összefüggést mutatnak a halpopulációk állománynagyságával. A halászati adatok elemzése azt jelzi, hogy a vizsgált szakaszon a halállomány nagysága fokozatosan csökkenő. Kiemelkedik ezek közül a süllő, valamint a kecsege állományainak drasztikus csökkenése. A tapasztalatok szerint az elmúlt 25 év alatt a halállomány szerkezete is módosult, egyre magasabb arányban vannak jelen az euritóp fajok. A halállomány szerkezetének és állomány nagyságának ilyen mértékű változását feltehetően elsősorban a szakasz hidrológiai változásai generálják.

A Dunába történő hűtővíz bevezetés a víz hőmérsékletének emelése révén kimutatható hatással van a vizsgált Duna-szakasz halállományára. Ez a hatás lokálisnak tekinthető.

A bevezetés hőmérséklet emelő hatására az alvízi szakaszon a természetestől – de a felvízi szakasztól, mint kontroll területtől is – nagyobb mértékben eltérő a halegyüttesek struktúrája. A jellemzően magasabb faj, valamint egyedszám zavart állapotot bizonyít. A hűtővíz kifolyó közvetlen környékén kiugró faj- és egyedszám figyelhető meg. Az egyedszám növekedés oka a hőmérséklet emelkedés hatására fokozódó produkció. Az egyedszám bevezetés alatti nagyobb ingadozása is az instabil állapotot jelzi. Az eltérés a kifolyótól távolodva csökkenő, egyre inkább közelíti a felvízre jellemző állapotot, a melegvíz hatása azonban a vizsgálat során a bevezetéstől legtávolabbi mintahelyen is kimutatható volt.

A vízhőmérséklet emelkedés hatására a kifolyó környékén az adventív fajok lokális egyedszám koncentrációja figyelhető meg. A hőmérséklet emelkedés az adventív fajok mellett a nyíltabb, nagyobb sodrású, köves aljzathoz kötődő halfajok egyedszám növekedését okozza.

A hőmérséklet emelkedés a nagyobb áramlású élőhelyeken növeli a fajdiverzitás értékét kimutathatóan. Az eredmények azt igazolják, hogy a hőmérséklet emelkedés mellett a nagyobb áramlás, illetve ezzel összefüggésben vélhetően az oxigén ellátottság is közrejátszik a faj- és egyedszám növekedésben. Az alvízi szakasz zártabb, kisebb vízmozgással jellemezhető természetes aljzatú élőhelyein tapasztalható diverzitás csökkenés a melegebb vízben jelentkező oxigén telítettség csökkenését, illetve más kedvezőtlen vízkémiai folyamatok beindulását jelezheti.

Az atomerőmű hűtővíz bevezetése a halpopulációk korösszetételére nincs kimutatható hatással.

A szakaszra jellemző, mind természetvédelmi, mind halászati szempontból kedvezőtlennek ítélhető fokozatos halállomány-szerkezet változás, valamint a drasztikus mennyiségi csökkenés alapvetően nem a bevezetés következménye, bár közvetve a ruganyok kedvezőtlen hatásai, valamint lokálisan a pangó vizes területekre jellemző kedvezőtlen hidrobiológiai adottságok révén ahhoz a melegvíz bevezetés is hozzájárul.

MTA ÖBKI Dunakutató (2007) Víz Keretirányelv monitorozás. VM. – Duna- Baja, Mohács

Az MTA ÖBKI vizsgálata ugyan szemikvantitatív, ugyanakkor nem a VKI módszertanának megfelelő, vagyis nem part menti és nem nappali mintavételt tartalmaz. Emiatt az EQIHRF szerinti minősítésre csak megszorításokkal alkalmas. Az adatok kiterjednek a (HURWAEP444, valamint a HURWAEP445 víztestre.

Az adatbázisban a megfogott halegyedek testhossz adatai is szerepelnek, ami további elemzések elvégzésére is lehetőséget nyújt.

SCIAP Kft (2010) A Paksi Atomerőmű üzemidő hosszabbításának környezetvédelmi engedélyében előírt, a Duna ökológiai állapotának jellemzésére alkalmas monitoring program végrehajtásáról. 2009. Kék Csermely Kft. Duna-Paks.

A VKI szempontjainak megfelelő, felvízi és alvízi szemikvantitatív mintavételen alapuló adatbázis. Az adatok alapján a Duna paksi szakaszának (HULWAEP444) külön felvízi és két külön alvízi szakaszának EQI_{HRF} alapú minősítésére alkalmas.

A mintavétel során a három mintavételi egységben összesen 34 halfaj előfordulását mutatták. Ivadék példányokat a fajok 82%-nál regisztráltak.

A fogott halfajok között jelentősebb számban fordultak elő az epipotamális régióra jellemző reofil fajok. Ugyanakkor az euritóp fajok magasabb aránya, illetve a fajszerkezet azt jelzi, hogy a szakasz átmenetinek tekinthető a metapotamon irányába.

A vizsgált szakaszon egy fokozottan védett (Zingel zingel), és hat védett faj *(Rutilus pigus, Gobio albipinnatus, Rhodeus sericeus, Sabanejewia aurata, Gymnocephalus baloni, Gymnocephalus schraetser)* fordult elő. A védett fajok előfordulása alapján a szakasz halfaunája természetvédelmi szempontból közepes értékűnek tekinthető.

A Tolnai-Duna SCI terület jelölő fajai közül a *Rutilus pigus, az Aspius aspius, Gymnocephalus schraetser, Zingel zingel* fordult elő. A mintavétel alapján megállapítható, hogy mindegyik előkerült jelölő faj stabil populációval rendelkezik az adott Duna-szakaszon.

Természetvédelmi szempontból kiemelendő, hogy a korábbi mintavételekhez viszonyítva az adventív *Carassius gibelio, Pseudorasbora parva, Lepomis gibbosus* fajok populációi jelentősen csökkentek. Ez abszolút egyedszámban is alacsony előfordulási értéket mutat.

A vizsgált paksi Duna-szakasz (1535-1516 fkm) három mintaegységének halfaj szerkezete kiegyenlített, a felvízi, és az érintett két alvízi egységben azonosnak tekinthető. A mindhárom egységben előforduló fajok aránya a teljes minta-fajszámhoz viszonyítva 73,5%. A legmagasabb fajszámot a kifolyó alatti „melegvizes" szakaszon regisztráltak.

A mintavételi egységek fogási eredménye – hasonlóan a fajszerkezethez – az egyedszám teintetében is kiegyenlített. Legalacsonyabb az egyedszám a „melegvizes" szakaszon, ez az eltérés -11% a felvízi szakaszhoz viszonyítva, nem jelent szignifikáns különbséget. A legalsó, „alvízi" szakasz eltérése ennél is kisebb, mindössze 5%.

Valós eltérés mutatható ki a halközösségek finomabb struktúrájában. A kibocsátás hatására a „melegvizes" szakaszon jelentősen nő a reofil *Barbus barbus, Silurus glanis, Neogobius melanostomus* abundanciája. Ezzel együtt a *Lota lota* egyedszáma ezen a szakaszon jelentősen csökken.

A nyári melegvizes időszakban a sztenoterm fajok elkerülést mutatnak a kibocsátás közvetlen alvizén. Ugyanakkor az eredmények azt bizonyítják, hogy nyári időszakban a felvízi és alvízi szakaszok között kisebb eltérés mutatható ki, mint a hidegvizes időszakokban.

Az eredmények alapján megállapítható, hogy a kibocsátás okozta hőmérséklet emelkedés a halközösség struktúrájában az alvizen minimálisan a kibocsátástól számított 2 000 méter távolságig kimutatható.

A halközösség alapján elvégzett VKI szempontú minősítés alapján mindhárom szakasz a VKI szerinti „jó" kategóriába sorolható.

Az előfordulási adatok bizonyítják, hogy a melegvíz hatására az alvízi szakaszon egyetlen faj sem tűnik el. A kibocsátás eredményeként közvetlen a kibocsátás alatti szakaszon növekszik a fajszám. Ezt a korábbi vizsgálatok is alátámasztják.

Az ökológiai vizsgálatok eredményei azt igazolják, hogy a kibocsátott melegvíz ökológiai hatása lokális, mintegy 2 000 méter hosszban változtatja meg kimutathatóan a halközösség finomabb struktúráját. Ugyanakkor a nagyobb léptékű – mintavételi egység szintű – elemzés nem mutat szignifikáns különbséget a felvízi és alvízi halközösség között.

Különbség adódik a hidegvizes és a melegvizes időszakok hatásai között. A korábbi vizsgálatok eredményeit összevetve jelen felmérés eredményeivel az állapítható meg, hogy a melegvizes időszakban a sztenoterm fajok elkerüléssel reagálnak a melegvíz kibocsátásra.

A vizsgálat eredménye megerősíti, hogy a természetvédelmi oltalom alatt álló, valamint a NATURA 2000 jelölő halfajok populációira a melegvíz kibocsátás jelentősebb hatással nincs.

A melegvíz kibocsátás nem eredményezi a VKI szerinti ökológiai vízminősítés eredményének osztály szintű változását.

Duna 1520-1564 fkm közötti szakasza halászatilag hasznosított halfajainak adatait a terület halászati jogosultja, a Paksi Halászati Szövetkezet 2000-2004 közötti adatai

	2000.			2001.			2002.			2003.			2004.		
Halfaj	Kereske-delmi halászat	Kisszer-számos halászat	Horgász	Kereske-delmi halászat	Kisszer-számos halászat	Horgász	Kereskedelmi halászat	Kisszer-számos halászat	Horgász	Kereske-delmi halászat	Kisszer-számos halászat	Horgász	Kereske-delmi halászat	Kisszer-számos halászat	Horgász
Ponty	801	0	3918	1166	203	2622	966	427	2378	90	183	2727	123	207	1586
Busa	506	0		859			480			223	0		22	0	0
Amur	235	0	913	253		411	253		637	0	0	666	12	0	192
Harcsa	198	0	2342	186	183	1251	251	452	2080	51	172	2001	89	408	1730
Süllő	144	0	1434	390	66	535	269	124	342	27	56	730	35	53	516
Csuka	754	0	4129	379	239	1970	527	300	790	192	130	782	46	118	618
Kecsege	64	0	42	6	23	24	0	48	19	0	18	84	0	9	50
Márna	416	0	1491	495	518	1075	634	604	913	90	510	1426	131	514	987
Balin	0	0	1196	46	112	653	0	53	473	0	43	750	0	46	611
Kősüllő	0	0	106		6	60			49	0	29	161	0	0	75
Angolna	0	0	123			62		2	4	0	3	8	0	2	9
Keszeg	10094	0	27180	23473	2324	18035	11728	3025	10162	11975	2111	9915	13003	2403	8030
Kárász	1038	0						578		0	274		0	484	0
Össz:	*14250*	*0*	*42874*	*27253*	*3674*	*26698*	*15108*	*5613*	*17847*	*12648*	*3529*	*19250*	*13461*	*4244*	*14404*

7.6.3.6-1. táblázat Duna 1520-1564 fkm közötti szakasza halászatilag hasznosított halfajainak

7.6.4 KONDOR TÓ

7.6.4.1 Fizikai-kémiai jellemzők

A horgásztavak vízminőségének és vízpótlása fizikai-kémiai jellemzőinek ismertetése jelen dokumentáció ***7.6.5.1 fejezetében*** együtt tárgyalja és értékeli az összes vizsgált tó jellemzőit, ideértve a Kondor tavat is.

7.6.4.2 Fitoplankton 2004-2011

A telephely környezetében levő állóvizek közül a 2004-2011. években a legtöbb (56) alkalommal a Kondor tavat vizsgálták. (BME INNOTECH Kft. 2004, 2005, 2006, 2007, 2008, 2009, 2010, 2011).

A fitoplankton biomassza, ill. a biomasszából számított, vagy néhány esetben mért a-klorofill koncentráció szélső értékei 3.6 mg/l, ill. 13.6 µg/l (2010. március 18.) és 34.4 mg/l, ill. 131.6 µg/l (2006. augusztus 1.) voltak. A teljes idősor átlagos biomassza, ill. a-klorofill koncentrácó értékei 14.2 mg/l, ill. 53.9 µg/l voltak. Az a-klorofill koncentráció alapján a FELFÖLDY (1987)-féle tíz fokozatú trofitási skálán a 2004-2011. időszakban vizsgált 56 eset közül 2 (4%) a **4** (mezotrófikus), 26 (46%) az **5** (mezo-eutrófikus), 25 (45%) a **6** (eutrófikus), 3 (5%) **7** (eu-politrófikus) fokozatnak felelt meg. A fitoplankton összetételének szezonális változásaira a különféle ostoros algák (*Cryptophyta*, *Chrysophyceae*, *Euglenophyta*, *Dinophyta*, *Flagellatae*) vagy a *Pennales*-rendbe tartozó kovaalgák koratavaszi, a *Chlorococcales*-rendbe tartozó zöldalgák tavaszi-koranyári, az *Oscillatoriales*-, *Nostocales*- és *Chroococcales*-rendbe tartozó kékalgák nyári-őszi dominanciája volt jellemző. A *Nostocales*-rendbe tartozó fonalas, hetrocisztás, elemi nitrogén megkötésére képes kékalgák, főként a *Cylindrospermopsis raciborskii*, általában a július –augusztus hónapokban voltak a fitoplankton biomassza legnagyobb arányú összetevői.

7.6.4.3 Fitobenton, Makrofita, Makrozoobenton

nincs adat

7.6.4.4 Halak

PA Horgász Egyesület (2006-2011) A Paksi Atomerőmű Horgász Egyesület kezelésében lévő vízterek fogási és telepítési adatai.

A Kondor-tó telepítési és fogási adatai hozzájárulnak a vízterek halfaunájának megismeréséhez, a horgászati szempontból hasznosított fajok középtávú változásainak megismeréséhez. Az adatok alapvetően háttérinformációt szolgáltatnak. Ki kell emelni, hogy a PAHE együtt kezeli a Kondor-tó és a Horgász-tavak fogási adatait.

BME-INNOTECH (2003; 2006) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Kutatási jelentés.

A BME vzsgálatai során a Kondor-tó és a Horgász-tavak területéről szórványos faunaadatokat adnak. Ugyanakkor a 2003. évi jelentés képanyaga alapján megállapítható, hogy félrehatározás is történt (Ameiurus nebulosus), tehát ezen információkat fenntartással lehet kezelni. Megállapítják, hogy a tavakban csak kisebb halpusztulások fordultak elő.

7.6.5 HORGÁSZTAVAK

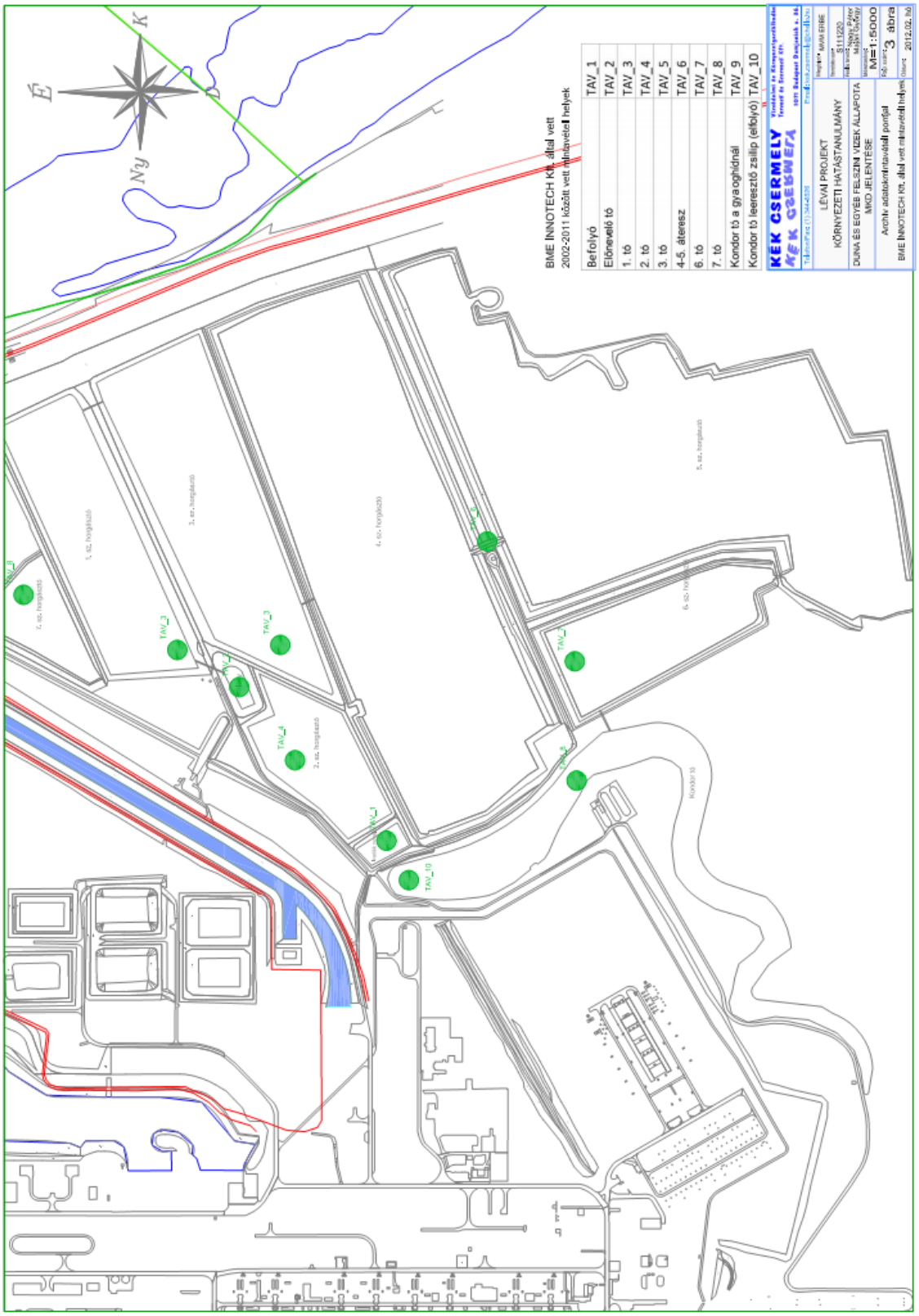
7.6.5.1 Fizikai-kémiai jellemzők

A horgásztavak vízminőségének és vízpótlásának ellenőrzése, vizsgálata együtt tárgyalja és értékeli az összes vizsgált tó jellemzőit, ideértve a Kondor tavat is.

Budapesti Műszaki Egyetem Vízellátás-Csatornázás Tanszéke és a **BME INNOTECH Kft**. az Atomerőmű megbízásából **2003-ban és 2004-ben** nyolc alkalommal vizsgálta a horgásztavak vízminőségét.

Megállapították, hogy a horgásztavak kémiai és biológiai vízminősége - a tórendszer "pangó" részei nyári vízminőségének a kivételével - megfelelő volt a halastavi/horgásztavi célkitűzések céljából. A nyári időszakban egyes tavakon fellépő oxigénhiány kezelésére az Atomerőmű és a tógazda által foganatosított intézkedések (levegőztető berendezések telepítése) eredményesek voltak. A horgásztavi rendszer vízminősége a betáplálási ponttól a kibocsátás felé folyamatosan romlik (Kondor tavi elfolyó vizet elvezető zsilip). Ez elsősorban az oxigénháztartás mutatóiban jelentkezett, mert a tavakat érő, folyamatos szervesanyag terhelés (tápadagolás és etetés) a befolyó víz **KOI_{ps}**-ben kifejezett szervesanyag tartalmát az eredeti érték 3-5x-re növelte. Ennek vízminőség rontó következménye az oldott oxigénszint erőteljes csökkenésében, különösen a meleg nyári hónapokban jelentkezett (erős napszakos ingadozás, és függőleges oxigén rétegzettség).

A tórendszer alsó "pangó" részeiben (Kondor tó, 1-3 és előnevelő tó) szinte minden esetben rosszabb volt a víz minősége, mint az erősebb átfolyással, nagyobb friss víz utánpótlással rendelkező tórészeknek. Azt is megállapították, hogy a horgásztavi vízrendszer felügyeleti monitorozása, illetve időszakos rutinellenőrzése a továbbiakban is indokolt **(BME INNOTECH 2003, 2004)**.



7.6.5—1. ábra Archív adatok mintavételi helyei a Horgásztavaknál és a Kondor-tónál

A hidegvízoldali vízutánpótlás megvalósításának vízminőségi hatásait **2005-ben kezdték vizsgálni**. Nyolc alkalommal végeztek vízminőségi vizsgálatot.

2005. 03. 21 (1. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	14,8	8,32	399	10,7	102
Előnevelő tó	leürítve	-	-	-	-
1. tó	12,3	9,08	388	11,8	109,4
2. tó	lehalászás alatt	-	-	-	-
3. tó	10,9	8,80	388	12,0	108,9
4-5. áteresz	11,7	8,75	449	10,5	98,3
6. tó	11,5	8,68	430	10,9	99,6
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	10,2	8,66	410	11,3	99,2

7.6.5.1-1. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2005.03.21.

Laboratóriumi mérések eredményei

mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l
Befolyó	6,31	27,4	0,0	3,31	0,05	0,07
1. tó	7,3	17,6	0,0	2,35	0,04	0,09
2. tó	Lehalászás alatt	-	-	-	-	-
4-5. áteresz	5,6	9,9	0,0	1,3	0,06	0,04
6. tó	5,6	11,4	0,0	1,4	0,05	0,04
Kondor tó a gyalogos hídnál	5,4	11,2	0,0	1,5	0,05	0,03
Elfolyó	5,3	10,3	0,0	1,3	0,02	0,04

7.6.5.1-2. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.03.21.

A horgásztavak befolyó és elfolyó vizében mért a-klorofill tartalom (be: 64,1 mg/m^3, ki: 14,3 mg/m^3) összehasonlításából megállapították, hogy a halastavi rendszerben a kora tavaszi időszakban csökkent a víz a-klorofill tartalma a horgásztavakban. A márciusi vízminőség az elhúzódó hideg időszak miatt még a télies képet mutatta, a vegetatív folyamatok (alga biomassza növekedés, fotoszintetikus aktivitás) még nem indultak meg azzal az intenzitással, amely jelentősen megváltoztatná a tórendszer biológiai vízminőségét.

2005. 04. 18 (2. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	21,0	8,72	398	10,1	97,9
Előnevelő tó	leürítve	-	-	-	-
3. tó	14,1	8,69	360	9,2	93,3
4-5. áteresz	15,8	8,62	376	11,0	113,9
6. tó	15,3	8,60	380	11,0	114,1
Kondor tó a gyaloghídnál	14,3	8,57	403	10,4	105
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	14,4	8,63	405	9,6	96,8

7.6.5.1-3. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2005.04.18.

Laboratóriumi mérések eredményei

Mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l
Befolyó	3,36	20,4	0,0	2,98	0,03	0,07
3. tó						
4-5. áteresz	4,8	9,9	0,0	1,20	0,04	0,05
6. tó	3,8	10,1	0,0	1,34	0,03	0,05
Kondor tó a gyalog hídnál	3,6	9,55	0,0	1,11	0,04	0,04
Elfolyó	3,7	9,03	0,0	0,9	0,02	0,04

7.6.5.1-4. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.04.18.

Összehasonlítva a horgásztavak befolyó és elfolyó vizében mért a-klorofill tartalmat (be: 24,54 mg/m^3, ki: 31,19 mg/m^3) megállapították, hogy az enyhe növekedést mutatott a tavakban történt áthaladást követően. Mindkét érték azonban alacsony, a szokásos tavaszi-kora tavaszi értéktartományban mozgott. A tavak **áprilisi vízminőségi** helyzetét elemezve megállapították, hogy az még mindig a **kora tavaszi** állapotra jellemző. A tavi oxigénháztartás mutatói (oldott oxigén tartalom, KOI_{ps}) alapján látható, hogy az intenzív szervesanyag bontás még lassú, és a tavakba a tápvízzel bekerülő szervesanyag tartalom csak lassan bomlik le.

2005. 05. 21 (3. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	Hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	Oldott O_2 mg/l	Oldott O_2 %
Befolyó	21,4	8,18	381	8,9	101,8
1. tó	16,5	8,47	390	9,9	102,5
2. tó	17,4	8,04	404	8,1	84,9
3. tó	15,6	8,06	401	8,3	83,8
4-5. áteresz	16,7	9,07	312	12,4	130,8
7. tó	15,5	8,86	366	10,8	109,1
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	16,1	8,65	395	10,1	103,8

7.6.5.1-5. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2005.05.21.

A horgásztavak befolyó és elfolyó vizében mért a-klorofill tartalmat (be: 25,9 ki: 66,1 mg/m^3) összehasonlítva megállapították, hogy a halastavi rendszerben – részben a betárazásnak, azaz a dunavíz állóvízzé válási folyamatainak köszönhetően - a trofitási foka jelentősen romlott. A helyszíni és laboratóriumi mérési eredmények alapján összegezve megállapították, hogy a májusi vízminőség megfelelő volt, a tórendszer biológiai vízminősége már jelezte a nyárias időszakban ilyenkor szokásos képet.

2005. 06.06. (4. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	20,3	8,69	351	10,9	125,2
Előnevelő tó	22,3	7,79	387	4,5	52,8
3. tó	24,4	7,84	412	7,2	86,3
4-5. áteresz	14,6	9,12	273	12,3	150,3
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	23,1	8,26	377	7,5	87,9

7.6.5.1-6. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.06.06.

Laboratóriumi mérések eredményei

	Befolyó	Kondor	3-as tó	4-5-ös tó
pH	8.80	8.32	7.93	8.87
fajl.el.vez.kép µS/cm				
Ammónium				
lebegőanyag				
µg/l				

7.6.5.1-7. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2005.06.06.

Összehasonlítva a horgásztavak befolyó és elfolyó vizében mért a-klorofill tartalmat (be: 123 mg/m^3, ki: 27,9 mg/m^3, 4-5 tavi áteresz: 76,7 mg/m^3) megállapították, hogy a halastavi rendszerben a víz a-klorofill tartalma a tavakban történt áthaladást követően csökkent. A tórendszer egyes részei között jól elkülönülő vízminőségű vizek vannak, így pl. jól látható a táblázatból a 4.-5. tavak közötti átereszben leromló vízminőség, és a 3-as tó nagy szervesanyag terhelése, annak minden következményével (alacsony, de még mindig megfelelő oldott oxigénszint). Nyáron a halastavi rendszerekben megindították a felszíni levegőztetést, amely – a hidegvizes vízpótlás mellett – lehetőséget nyújt a nagyobb halastavi húshozamok biztonságos fenntartására.

2006-ban szintén nyolc vízminőség vizsgálatsorozatot végeztek a horgásztavi/halastavi rendszer jellemző pontjain.

A vegetációs időszak derekán, a nyári időszakban a helyszínen mért vízminőségi értékek alapján megállapították, hogy a halastavak vízminősége indokolta a folytonos levegőztetést és a fokozott figyelmet. A túltelítettséget mutató oldott oxigéntartalom értékei a nyári, fokozott algatömeg termeléssel magyarázhatók. Ez különösen igaz az 1. tó és a 4.-5. tavak közötti áteresz esetében. Nyár elején indokolt és jó időzítésű volt a melegvizes frissvíz pótlásról az átállás a hidegvizes vízpótlásra.

A növényi tápanyagok (nitrit, nitrát, ammónium, ortofoszfát) mért értékeiből egyértelműen megállapították, hogy azok mennyisége nem (vagy alig) limitálta az algák szaporodását, ami azt eredményezte, hogy a befolyóban még jelenlévő néhány mg/l mennyiségű nitrát gyakorlatilag a halastavakban is, és a horgásztavakban a kimutathatósági határ alá csökkent.

A több éves üzemelési tapasztalatok szerint a halastavak (különösen az 1., 3., és 7.) vize fokozott odafigyelést és folyamatos levegőztetést igényel. Nyáron az erősen felmelegedett vízben napközben mért igen magas oldott oxigénszintek felfokozott alga tevékenységre utalnak, amely a hajnali órákban helyenként kialakuló időszakos oxigénhiánnyal párosulhat. Ez a jelenség köszönhetően a megelőző intézkedéseknek, ha ki is alakult, az egyes tórészletekben nem okozott halpusztulást a nyár folyamán.

A laboratóriumi mérési eredmények alapján megállapították, hogy nyáron a halastavakban a dunai értékekhez viszonyítva a kétszeresére emelkedett az a-klorofill tartalom (annak minden oxigénháztartásban megmutatkozó következményével), és a növényi tápanyagok mennyisége minden mintavételi ponton a kimutathatóság határ alá csökkent, az algák ugyanis elfogyasztották a vízben lévő biológiailag könnyen hozzáférhető nitrogén és foszforformákat **(BME INNOTECH 2006)**.

A 2006-ban szerzett előzmények és tapasztalatok alapján végezték el a **2007. évi** nyolc mintavételi sorozatot magában foglaló vizsgálatokat.

2007. 03. 05. (1. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	16,6	8,14	466	8,9	106
Előnevelő tó	leengedve	-	-	-	-
1. tó	8,9	9,21	358	15,2	131
2. tó	leengedve	-	-	-	-
3. tó	8,9	9,23	352	14,2	118
4-5. áteresz	8,6	8,73	440	11,3	96,6
6. tó	8,5	8,75	438	11,6	97,0
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	8,4	8,49	422	10,3	88,7

7.6.5.1-8. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.03.05.

A tavaszi tókarbantartási munkák és időszakos kotrások miatt az előnevelő tó és a 2-es tó leengedett állapotban volt.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

Mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l
Befolyó	3,4	11,1	< 0,02	3,0	0,02	0,06
1. tó	5,2	16,4	< 0,02	1,4	0,03	0,02
2. tó	leengedve	-	-	-	-	-
4-5. áteresz	3,8	25,7	< 0,02	2,0	0,02	0,02
6. tó	3,4	26,0	< 0,02	2,2	0,02	0,02
Kondor tó a gyalogos hídnál	3,2	16,6	< 0,02	0,9	0,01	0,02
Elfolyó	3,2	14,1	< 0,02	0,8	0,01	0,02

7.6.5.1-9. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.03.05.

Összehasonlítva a horgásztavak befolyó és elfolyó vizében mért a-klorofill tartalmat (be: <10 mg/m^3, ki: 15,3 mg/m^3) megállapították, hogy a halastavi rendszerben a tórendszer trofitási foka nem, illetve alig változott a kora tavaszi időszakban. A helyszíni és laboratóriumi mérési eredmények alapján összegezve megállapították, hogy a márciusi vízminőség az elhúzódó hideg időszak miatt még a télies képet mutatta, a vegetatív folyamatok (alga biomassza növekedés, fotoszintetikus aktivitás.) még nem indultak be azzal az intenzitással, amely jelentősen megváltoztatta volna a tórendszer biológiai vízminőségét. A halastavi rendszer – hasonlóan a többéves tapasztalatokhoz – az intenzív használat (telepítés, állomány nagyság) miatt mindig kissé rosszabb vízminőséget mutat, mint a követő horgásztavi rendszerek vize.

2007. 04. 16. (2. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó (4-es tóba)	24,1	8,44	430	11,9	142,1
Előnevelő tó	19,7	8,19	442	9,1	99,5
1. tó	18,7	8,67	372	11,1	117,6
2. tó	20,3	8,37	431	10,4	114,7
3. tó	19,3	8,63	376	11,0	119
4-5. áteresz	18,7	8,76	358	12,7	138,1
6. tó	18,4	8,69	350	12,9	139,9
Kondor tó a gyaloghídnál	18,2	8,60	409	12,0	125,4
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	18,1	8,53	417	11,9	125,9

7.6.5.1-10. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.04.16.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l
Befolyó	8,51	29,0	< 0,02	1,8	0,01	0,01
1. tó	9,7	22	< 0,02	<0,5	0,03	0,01
3. tó	9,8	35	< 0,02	<0,5	0,02	0,01
4-5. áteresz	8,4	34	< 0,02	0,9	0,02	0,01
6. tó	8,2	30	< 0,02	0,8	0,01	0,01
Kondor tó a gyalog hídnál	6,7	23	< 0,02	0,8	0,01	0,01
Elfolyó	6,3	11,0	< 0,02	0,7	0,01	0,01

7.6.5.1-11. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.04.16.

Összehasonlítva a horgásztavak befolyó és elfolyó vizében mért a-klorofill tartalmat (be: 115 mg/m^3, ki: 42,9 mg/m^3) megállapították, hogy a halastavi rendszerben a víz a-klorofill tartalma erősen csökken a tavakban történő áthaladást követően. Mindkét érték a megszokott tavaszi-kora tavaszi értéktartományban mozog. Amíg az 1. tó a-klorofill tartalma 49,1, addig a 3. tóé 113,8 mg/m^3, azaz közel a kétszerese az 1. tóénak (trágyázás hatása).

A tavak **áprilisi vízminőségi** állapotát elemezve megállapították, hogy az már a **kora nyári** állapotra jellemző. A tavi oxigénháztartás mutatói (oldott oxigén tartalom, **KOI_{ps}** alapján látható, hogy az intenzív szervesanyag lebontás még nem indult meg, és a tavakba a tápvízzel bekerülő szervesanyag mennyisége csak kismértékben csökken. A tavak oxigéntartalma minden vizsgált tószakaszon megfelelő, illetve jó volt.

Az előnevelő tavat a vizsgálatot megelőzően egy hónapja töltötték fel, és a 2. tóban szórványos halpusztulás volt, melynek oka valószínűleg halélettani változás (kopoltyú férgesség, nekrózis?) lehetett. Ennek nincs kapcsolata az általuk vizsgált és monitorozott vízkémiai mutatókkal, melyek alapvetően jó vízminőséget jeleztek.

2007. 05. 17. (3. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

Mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	20,2	8,14	362	13,3	149,8
4-5. áteresz	25,3	8,81	381	12,3	152,1
6. tó	24,5	8,54	375	8,9	103,9
Kondor tó (elfolyó)	22,9	8,18	385	7,9	93,5
Kondor tó gyaloghídja					
Felszín:	24,8	8,17	382	7,5	90,6
1 m mélységben:	22,5	8,18	383	7,7	90,7
Kondor tó a trafótérnél	24,8	8,35	391	11,9	125

7.6.5.1-12. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.05. 17.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l	Klo-a mg/m^3
Befolyó	6,6	40,3	< 0,02	1,3	0,02	0,06	95,1
4-5. áteresz	8,2	30,2	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	46,6
6. tó	8,0	28,9	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	56,3
Kondor tó a gyalogos hídnál	4,9	15,1	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	25,1
Elfolyó (zsilip)	4,7	15,5	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	24,2
Kondor tó (trafótérnél)	5,2	12,0	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,02	32,1

7.6.5.1-13. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.05. 17.

A vizsgálatok eredményei alapján megállapították, hogy indokolt volt a mintavétel napján (május 17-én) megkezdett hidegvizes tápvíz utánpótlás beindítása, tekintettel a felszíni vizek felmelegedésére. A tórendszerben megindultak az évszakra jellemző primer produkciós folyamatok, amelyeket a 4. és 5. tó közötti áteresz vizének a kevés napsütés ellenére erősen megnőtt oldott oxigéntartalma jelzett. Jellemző volt, hogy a 6. tóban, árnyékban mért oldott oxigén mennyisége már csak alig 67 %-a volt a 4.-5. közötti áteresz vizében napfényes időszakban mért értékeknek. Mindez arra utal, hogy a tórendszer egyes részein az éjszakai-hajnali órákban kialakulhat időszakos oxigénhiány. A mintavétel egy viharos éjszakát követően történt, így oxigén rétegzettséget a Kondor tó gyaloghídjánál még a kora délutáni órákban sem lehetett megállapítani.

2007. 06. 19. (4. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	24,2	8,38	375	8,3	100,1
Előnevelő tó	27,2	7,99	378	7,2	91,5
1. tó trágyás: **túloldalon :**	28,2 28,3	8,56 8,43	305 305	9,1 8,4	116,4 108,5
2. tó	28,3	8,27	343	9,4	121,2
3. tó	27,8	8,27	343	7,2	121,2
4-5. áteresz	27,9	8,81	258	11,1	141,5
7. tó	27,8	8,39	314	8,4	107,4
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	27,9	8,20	364	6,6	84,4
6. tó É-i oldal	27,6	8,79	303	11,0	139,8

7.6.5.1-14. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.06.19.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l	Klo-a mg/m³
Befolyó	5,72	21,0	0,01	1,7	0,013	0,0	104
1. tó	10,5	28,6	0,01	<0,5	0,02	0,0	134,6
3. tó	11,3	38,3	< 0,02	<0,5	0,02	0,01	175,3
4-5. áteresz	9,65	44,2	0,03	0,0	0,02	0,0	93,8
6. tó	8,9	40,6	< 0,02	0,0	0,02	0,0	n.d.
Kondor tó a gyalog hídnál	6,63	12,1	< 0,02	0,0	0,02	0,0	n.d.
Elfolyó	6,56	10,1	< 0,02	0,0	0,01	0,0	57,1

7.6.5.1-15. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.06.19.

A vizsgálati eredmények egyértelműen nyári vízminőségi képet tükröztek, valamint a halastavi rendszer (1-3, 7. és előnevelő tavak) intenzív tógazdasági művelését, üzemelését. Érdekes tény, hogy a 2007. II. negyedévben a halastavi-horgásztavi rendszer egyfajta átfolyásos ülepítő rendszerként is üzemelt, aminek oka az, hogy a Kondor-tóból kikerülő víz minősége, lebegőanyag tartalma, és az össz-algaszámot tükröző a-klorofill értéke is rendre jobb volt (alacsonyabb), mint a tápvízé. További megfigyelésük volt az, hogy a halastavi rendszerben megkezdték a levegőztető elemek telepítésének az előkészítését, ami tekintettel az igen forró és aszályosnak ígérkező nyárra, mindenképpen indokolt és időszerű. A tavakon szórványosan kagylópusztulást figyeltek meg, ami elsősorban az amuri kagyló állományt érintette (*Synanodonta woodiana* elpusztult egyedeket figyeltek meg a 4. tó felszínén). A legnagyobb arányú (ugyanakkor a legkisebb léptékű) kagylópusztulás az előnevelő tóban volt, ami nem vízminőségi okoknak tudható be, hanem a hirtelen hőmérsékletváltozás mellett a kagylók erős atkafertőzésének, ami azonban állategészségügyi kérdés. Ilyen pusztulás 2006. augusztusában is volt, nemcsak a PAE HE vízrendszerén, hanem a Szálkai tározóban, a Tiszában és a Körösökben is. A 4. tavon nagyon szórványosan kisebb keszegek, illetve balinok tetemeit figyelték meg, ami a telepítés során óhatatlanul előforduló természetes káló, a mechanikai sérülések következménye, jelentősége alárendelt.

2007. 07. 11. (5. vizsgálat)

A kiépített levegőztető rendszerek folyamatos működtek, az üzemeltető vízminőségi problémákról nem számolt be.

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	20,1	8,00	371	7,8	88,1
1. tó	21,8	7,99	313	6,8	79,1
3. tó	21,6	8,03	316	7,5	86,7
2. tó	20,8	8,33	329	10,3	117,7
4-5. áteresz	21,8	9,00	270	8,4	95,1
7. tó	21,8	8,49	311	8,9	102,4
6. tó	24,5	8,54	375	8,9	103,9
Kondor tó (elfolyó)	22,5	8,29	321	6,2	72,3

7.6.5.1-16. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.07.11.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

Mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l	Kl-a mg/m³
Befolyó	3,5	36,3	< 0,2	1,4	0,01	< 0,01	45,4
1. tó	14,2	49,1	< 0,2	< 0,5	< 0,01	< 0,01	166,5
4-5. áteresz	9,5	43,8	< 0,2	< 0,5	< 0,01	< 0,01	124,5
7. tó	13,9	33,8	< 0,2	< 0,5	< 0,01	< 0,01	178,8
Kondor tó a gyalogos hídnál	4,9	15,1	< 0,2	< 0,5	< 0,01	< 0,01	25,1
Elfolyó	9,5	56,9	< 0,2	< 0,5	< 0,01	< 0,01	95,6

7.6.5.1-17. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.07.11.

A vizsgálatok eredményeit értékelve látható, hogy a borús időt követően a tavaknak a megszokottnál alacsonyabb volt az oldott oxigéntartalma, ami miatt a levegőztetés folytonos fenntartása mindenképpen indokolt volt. A halastavi rendszerekben (1., 3. és 7.) az intenzív haltartás hatására kissé romlott a vízminőség (KOI_{Cr} értékei), de megfigyelhető egyfajta „öntisztulási" folyamat, aminek a következtében összességében a vízminőség megfelelő, illetve jó állapotot mutatott júliusban.

2007. 08. 08. (6. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	23,2	8,18	378	12,2	145,8
Előnevelő tó	26,2	8,11	372	8,4	95,0
1. tó	24,8	7,65	296	7,0	86,8
2. tó	26,4	8,02	374	8,5	106,7
3. tó	25,6	7,72	309	7,2	91,5
4-5. áteresz	29,1 (!)	9,05	252	13,8	188,3
7. tó	27,8	8,39	314	8,4	107,4
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	28,3	9,02	276	9,5	130,0

7.6.5.1-18. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.08.08.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l	Klo-a mg/m³
Befolyó	5,4	24,5	< 0,02	1,0	0,01	< 0,01	57,8
2. tó	5,7	21,5	< 0,02	<0,5	0,02	0,05	67,3
3. tó	16,4	66,0	< 0,02	<0,5	< 0,01	<0,01	327 (!)
4-5. áteresz	8,8	33,8	< 0,02	<0,5	< 0,01	< 0,01	155
Kondor tó a gyalog hídnál	6,63	12,1	< 0,02	<0,5	< 0,01	< 0,01	79,5
Elfolyó	9,0	27,5	< 0,02	<0,5	< 0,01	< 0,01	81,6

7.6.5.1-19. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.08.08.

A vizsgálatok eredményei egy romlásnak indult, de még mindig elfogadható nyári vízminőségi képet mutattak, illetve a halastavi rendszer (1.-3., továbbá a 7., és előnevelő tavak) intenzív tógazdasági művelését, üzemelését. Figyelemre méltó a 3. tavon mért rendkívülien magas a-klorofill tartalom, ami a tó hipertróf (túltelített) állapotára utal.

2007. 09. 04. (7. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	19,4	7,90	391	7,8	86,3
1. tó	20,2	7,88	329	7,4	83,6
2. tó	20,2	8,17	358	10,6	118,8
3. tó	20,1	7,83	321	5,6	63,1
4-5. áteresz	20,1	9,25 (!)	252	13,0	144,8
Kondor tó leeresztő zsilip (elfolyó)	21,0	8,50	276	5,6	62,6

7.6.5.1-20. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.09.04.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l	Klo-a mg/m³
Befolyó	3,4	15,8	0,06	1,6	< 0,01	0,03	31,8
1. tó	13,2	47,3	< 0,02	<0,5	< 0,01	0,05	266
2. tó	7,7	46,0	< 0,02	0,9	0,04	0,05	102,0
3. tó	17,6	34,2	< 0,02	<0,5	< 0,01	0,08	502 (!!)
4-5. áteresz	11,0	57,9	< 0,02	<0,5	< 0,01	0,04	166
Kondor tó a gyalog hídnál	10,6	50,5	< 0,02	<0,5	< 0,01	0,03	140,0
Elfolyó	10,0	41,5	0,05	<0,5	< 0,01	0,03	123,0

7.6.5.1-21. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.09.04.

A vizsgálatok eredményei a lehűlő vízben is a nyári melegek előnytelen vízminőségi hatásait tükrözték. A 3. tavon már augusztusban is tapasztalt hipertróf állapot tovább folytatódott, amit az igen nagy a-klorofill tartalom mutat (a **táblázatban** két felkiáltó jellel kiemelt érték). A tavak vízminősége a vízhasználat céljainak azonban megfelelt (haltartás és horgászat).

2007. 10. 08. (8. vizsgálat)

Helyszíni mérések eredményei

A kiépített levegőztető rendszerek már nem működtek, az üzemeltető vízminőségi problémákról nem tudott. A horgásztavi rendszer vízbetáplálása már a felmelegedett hűtővíz oldalról történt.

mérési pont	hőmérséklet (°C)	pH	vez. kép. µS/cm	oldott O_2 mg/l	oldott O_2 %
Befolyó	24,1	8,04	420	8,5	101,0
1. tó	18,5	7,55	365	4,8	51,0 (!)
3. tó	18,8	7,61	379	7,2	80,5
2. tó	21,2	8,35	394	10,8	122
4-5. áteresz	20,1	9,15	271	14,5	161,1
7. tó	20,1	8,95	310	8,9	102,4
6. tó	20,0	8,90	305	8,9	102,9
Kondor tó (elfolyó)	19,6	8,91	273	8,2	91,7

7.6.5.1-22. táblázat Horgásztavak helyszíni vízminőségi vizsgálata – 2007.10.08.

Laboratóriumi vizsgálatok eredményei

mérési pont	KOI_{ps} mg/l	L.A. mg/l	o-PO_4^{3-} mg/l	NO_3^- mg/l	NO_2^- mg/l	NH_4^+ mg/l	Klo-a mg/m³
Befolyó	3,4	17,8	0,04	1,5	0,01	0,04	41,9
1. tó	4,2	24,1	< 0,02	< 0,5	0,01	0,04	-
2. tó	5,1	25,7	< 0,02	0,9	0,02	0,04	50
3. tó	17,1	39,1	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	251
4-5. áteresz	8,9	36,8	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	116,1
7. tó	9,3	34,5	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	-
Kondor tó a gyalogos hídnál	9,6	56,0	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	-
Elfolyó (zsilip)	9,5	56,9	< 0,02	< 0,5	< 0,01	< 0,01	87,7

7.6.5.1-23. táblázat Horgásztavak laboratóriumi vízminőségi vizsgálata – 2007.10.08.

A vizsgálatok eredményeit értékelve látható, hogy a borús időt követően a tavakban a megszokottnál alacsonyabb oldott oxigéntartalom értékeket mértek. A halastavi rendszerekben változatlanul megmutatkozik az intenzív haltartás vízminőségre gyakorolt hatása (KOI_{ps} értékei), illetve a halak turkálásának eredménye (bioturbáció), amit a nagyobb lebegőanyag tartalom mutat. A vízkémiai paraméterek a horgásztavi rendszerben javulást mutattak ugyan, de itt is figyelemre méltó a 4., 5. tavak közötti átereszben levő ponton megfigyelhető előnytelen vízminőség. Összességében azonban a vízminőség megfelelő, illetve jó állapotot mutatott az őszi időszakban.

A horgásztavi vízrendszer felügyeleti monitorozása, illetve időszakos rutinellenőrzése a továbbiakban is indokolt, különös tekintettel a vízellátási rendszer vízminőségi hatásaira, illetve a tavakat érő ingadozó nagyságú, az év során folyamatosan jelentkező szervesanyag terhelésekre (trágyázás és etetés) **(BME INNOTECH 2007)**.

2008-ban nyolc alkalommal voltak helyszíni mérések, sűrítve a nyári, erősen felmelegedett időszakban, az esetleges vízminőség romlás megfelelő detekciójára téve a hangsúlyt. A tórendszer a tápvíz minőségének, a gondos kezelésnek, a műszaki intézkedéseknek (hideg/felmelegedett hűtővízes vízpótlás alternatív használata, levegőztető berendezések, szennyvízelvezetés) köszönhetően károsodás nélkül , közepes és jó vízminőséggel élte át a hosszan elnyúló nyári meleg periódust..

A vízkémiai mutatókat tekintve az év egészére megállapították, hogy a vízminőség szempontjából kritikus pontok (3., 1. tavak és esetenként az előnevelő tó) szervesanyag tartalma, oldott oxigéntartalma, pH értéke olyan határok között volt tartható, amelyek biztosították a magas halhús termelési hozamhoz szükséges körülményeket, de a halállományt nem károsították. A horgásztavi rendszeren a sokéves tendenciáknak megfelelően szinte minden esetben a 4.-5. tavak

közötti áteresz mutatta a legrosszabb (de a közepes kategóriát elérő) vízminőségi besorolást, amely az elvezetési pont felé haladva (Kondor tó leeresztő zsilip) lassú, de fokozatos javulást mutatott.

2009-ben a helyszíni méréseket nyolc alkalommal végezték el. A tavaszi mintavételkor a vízkémiai minőség megfelelő, illetve jó volt, a halastavakban érzékelhető volt a trágyázás, az intenzív tóhasználat hatása, a primer algaprodukció ugrásszerű megnövekedése. Nyáron már valamennyi tó levegőztető berendezése üzemelt, kivéve az előnevelő tavat, ahol azonban a frissvíz utánpótlás folyamatos fenntartásával biztosítani lehetett a megfelelő vízminőséget. Az újonnan beépített mély levegőztető berendezések a korábbiaknál hatékonyabban és kisebb energiafogyasztással biztosították a kritikus időszakokban (eutróf melegvizes időszakban) is a megfelelő oldott oxigéntartalmat. A vízminőség romlása a tórendszerben szinte valamennyi mintavételkor megfigyelhető volt (megemelkedő szervesanyag tartalom, fluktuáló ásványi anyag tartalom, és erősen ingadozó oldott oxigénszintek és pH értékek). A Kondor tó felé haladva a vízminőség stabilizálódott, egyes állapotparaméterekben még javulást (elektromos vezetőképesség) is megállapítottak. Ősszel a hidraulikus tartózkodási idő csökkentése érdekében az elfolyó víz hozamát szivattyúval is megnövelték, ezzel is elősegítve a gyorsabb vízcserét a tórendszerben. Vízminőségi oldalról a változások kevésbé voltak látványosak, mint nyáron, ugyanakkor az algatevékenység még szeptemberben és októberben is intenzív volt (a-klorofill tartalom és oldott oxigéntartalom változásai). A vízminőség minden paraméterben megfelelt a horgásztavi, illetve a halastavi elvárásoknak.

7.6.5.2 Fitoplankton

A **Horgásztavak** fitoplanktonjáról néhány tájékozódó jellegű vizsgálat eredményei állnak rendelkezésre (VITUKI 2002, BME INNOTECH Kft .2003, 2004).

A paksi 6. sz. halastó fitoplanktonjának 2002. októberi mennyiségi vizsgálata

2002. október 17.-én a fitoplankton biomassza és a százalékos részesedés adatokat a nagyobb rendszertani egységek szerinti felosztásban az **1. táblázat**ban foglaltuk össze. A biomassza eredményeket µg/l mértékegységben fejezzük ki, de a szövegben mg/l (=10^3 µg/l)-re átszámítva említjük.

Taxonok	ug/l	%
SUM piko	9238	11,1
SUM Chroococcales	66830	**80,6**
SUM Oscillatoriales	2082	2,5
SUM Nostocales	1026	1,2
SUM Centrales	1072	1,3
SUM Pennales	394	0,5
SUM Chlorococcales	714	0,9
SUM egyéb	1510	1,8
SUM	82866	100,0

7.6.5.2-1. táblázat A fitoplankton biomasszája és összetétele, Paksi 6. sz. halastó, 2002. október 17.

A fitoplankton biomasszája 82.9 mg/l volt. A fitoplankton biomasszát, (a biomassza 0.4 %-os fajlagos a-klorofill tartalmát feltételezve) a víz egységnyi térfogatára vonatkoztatott a-klorofill koncentrációra átszámítva 331.5 µg/l adódik. Ez az érték a Felföldy (1987)-féle tíz fokozatú (0-9) trofitási skálán (l. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a **8** (politrófikus) fokozatnak felel meg.

A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (80.6%) a domináns *Chroococcales*- kékalgák adták. A *Chroococcales*-kékalga állományt lényegében egyetlen faj, a 2, 4 ,8 és 16 sejtből álló telepeket képező *Synechocystis* sp. tömegprodukciója alkotta, amelyek ebben az időpontban vízszíneződést okoztak. Egyéb kékalgák közül az *Oscillatoriales*-rendbe tartozó *Oscillatoria*-, *Pseudanabaena*- és *Lyngbya*-fajok a biomassza 2.5, a *Nostocales*-rendbe tartozó heterocisztás és elemi nitrogén megkötésére képes taxonok (*Cylindrospermopsis raciborskii*, *Aphanizomenon issatschenkoi*, *Anabenopsis elenkinii*) 1.2 %-át adták. Nagy arányban (11.1 %) voltak jelen a szervesanyag-szennyezettséget indikáló 1-2 µm átmérőjű piko-algák.

A paksi 6. sz. halastóban 2002. október közepén észlelt kékalga tömegprodukció és a politrófikus állapot a bőséges növényi tápanyag ellátottságot, a pikoplankton nagy aránya a szervesanyag-szennyezettséget indikálja.

A paksi 3.sz. horgásztó fitoplanktonjának mennyiségi vizsgálata, 2004,2005

2004. július 27.-én a paksi 3.sz. horgásztó a fitoplankton biomasszája 21.4 mg/l volt. A mért a-klorofill koncentráció 70.5 µg/l volt. Ez az érték a Felföldy (1987)-féle tíz fokozatú (0-9) trofitási skálán (l. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) a **6** (eutrófikus) fokozatnak, ill a **III**. vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomasza legnagyobb arányú (79,2%) összetevői a *Chlorococcales*-rendbe tartozó zöldalgák voltak.

2005. május 11-én 47.1 mg/l volt a fitoplankton biomasszája, a mért a-klorofill koncentráció 87.8 µg/l volt, ami a **6** (eutrófikus) fokozatnak és a **IV.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát a *Chlorococcales*-rendbe tartozó zöldalgák (77.5 %), főként nagyméretű *Pediastrum* fajok (*P. boryanum*, *P. duplex*) adták. A *Centrales*-rendbe tartozó kovaalgák részesedése 6.6 %, a piko-algáké 4.5 %, a barázdás ostoros moszatoké (*Cryptophyta*) 4.3 % volt.

A csak májusban vizsgált, erősen eutrofizálódott 3.sz. tó fitoplanktonjának biomasszája közel kétszerese (181%) volt a Kondor-tóban azonos időpontban mért értéknek. Feltűnő volt a szűrő zooplankton szervezetek tömeges megjelenése.

A paksi horgásztavak be-, ill. elfolyó vize fitoplanktonjának 2003. márciusi mennyiségi vizsgálata

2003. március 10.-én a halastavak befolyó vizében (HT-be) a fitoplankton biomasszája 10.6 mg/l, a számított a-klorofill koncentráció 42.3 µg/l volt, ami az 5 (mezo-eutrófikus) fokozatnak, valamint a III vízminőségi osztálynak felel meg felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (83.6%) a domináns *Centrales*- kovaalgák adták.

A halastó elfolyó vize (HT-el) fitoplanktonjának biomasszája 14.1 mg/l, a számított a-klorofill koncentráció 56.4 µg/l volt, ami a **6** (eutrófikus**)** fokozatnak, valamint a **III.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb arányú összetevői a páncélos ostoros moszatok (*Dinophyta*: 42.1 %), a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosok (*Flagellatae*: 27.1 %), valamint ostoros sárgamoszatok (*Chrysophyceae*: 21.0 %) voltak, amelyek együttesen a biomassza 90.2 %-át adták. A Dunában, valamint a befolyó vízben domináns *Centrales*- kovaalgák a halastó elfolyó vizében kis arányban (4.7 %) voltak jelen. A 6. sz. halastóban 2002 őszén tömegprodukciót alkotó *Synechocystis* sp. telepes kékalga szórványos előfordulása (<0.1 %) az elfolyó vízben ezév tavaszán is kimutatható volt.

A mennyiségi fitoplankton vizsgálatok eredményei alapján megállapítható, hogy

- a Duna-víz (**D-P**$_j$) kiugróan nagy biomasszája a minden évben bekövetkező kora tavaszi *Centrales*-kovaalga tömegprodukció eredménye,
- a Duna-víz (**D-P**$_j$) és az erőmű hűtőrendszerén áthaladó Duna-vizet tartalmazó halastavi tápvíz (**HT-be**) fitoplanktonjának biomasszája között jelentős különbség volt. A két mintavételi hely között a biomassza mintegy harmadára csökkent, ami részben a hűtőrendszerben bekövetkező hő és mechanikai károsodás eredménye. A fitoplankton összetétele, a domináns *Centrales*-kovaalgák aránya a két mintavételi helyen a mérés hibahatárán belül megegyezett.
- a halastórendszerben a fitoplankton struktúrája alapvetően megváltozott és az elfolyó vízben (**HT-el**) tömegesen jelentek meg az eutróf állóvizek koratavaszi állapotára jellemző ostoros sárgamoszatok.

TAXONOK	D-Pj	HT-be	HT-el
	ug/l	ug/l	ug/l
SUM piko	222	254	404
SUM nano	17	0	34
SUM Flagellatae	1262	0	3822
SUM Chroococcales	0	0	19
SUM Oscillatoriales	0	5	0
SUM Nostocales	0	0	0
SUM Euglenophyta	0	0	0
SUM Cryptophyta	92	208	61
SUM Dinophyta	0	0	5942
SUM Chrysophyceae	138	12	2969
SUM Xanthohyceae	0	0	0
SUM Centrales	26712	8850	664
SUM Pennales	914	514	41
SUM Volvocales	227	683	0
SUM Chlorococcales	1220	52	131
SUM Ulothricales	19	10	19
SUM Desmidiales	0	0	0
SUM	30823	10586	14107
számított a-klorofill koncentráció (ug/l)	123,3	42,3	56,4
TAXONOK	D-Pj	HT-be	HT-el
	%	%	%
SUM piko	0,7	2,4	2,9
SUM nano	0,1	0,0	0,2
SUM Flagellatae	4,1	0,0	27,1
SUM Chroococcales	0,0	0,0	0,1
SUM Oscillatoriales	0,0	0,0	0,0
SUM Nostocales	0,0	0,0	0,0
SUM Euglenophyta	0,0	0,0	0,0
SUM Cryptophyta	0,3	2,0	0,4
SUM Dinophyta	0,0	0,0	42,1
SUM Chrysophyceae	0,4	0,1	21,0
SUM Xanthophyceae	0,0	0,0	0,0
SUM Centrales	86,7	83,6	4,7
SUM Pennales	3,0	4,9	0,3
SUM Volvocales	0,7	6,5	0,0
SUM Chlorococcales	4,0	0,5	0,9
SUM Ulothricales	0,1	0,1	0,1
SUM Desmidiales	0,0	0,0	0,0
SUM	100,0	100,0	100,0

7.6.5.2-2. táblázat A fitoplankton biomasszája és összetétele, 2003. március 10.

A **paksi horgásztavak be-, ill. elfolyó vize** fitoplanktonjának **2003. márciusi** mennyiségi vizsgálata alapján megállapítottuk, hogy a a Duna-víz (**D-P**$_j$) és az erőmű hűtőrendszerén áthaladó Duna-vizet tartalmazó halastavi tápvíz (**HT-be**) fitoplanktonjának biomasszája között jelentős különbség volt. A két mintavételi hely között a biomassza mintegy harmadára csökkent, ami részben a hűtőrendszerben bekövetkező hő és mechanikai károsodás eredménye. A fitoplankton összetétele, a domináns *Centrales*-kovaalgák aránya a két mintavételi helyen a mérés hibahatárán belül megegyezett. A halastórendszerben a fitoplankton struktúrája alapvetően megváltozott és az elfolyó vízben (**HT-el**) tömegesen jelentek meg az eutróf állóvizek koratavaszi állapotára jellemző ostoros sárgamoszatok.

A horgásztavak fitoplankton jellemzőinek összefoglalása

A **horgásztavak** fitoplanktonjáról néhány tájékozódó jellegű vizsgálat eredményei állnak rendelkezésre (VITUKI 2002, BME INNOTECH Kft .2003, 2004).

A paksi **6. sz. horgásztó**ban **2002. október** közepén a fitoplankton biomasszája 82.9 mg/l volt. A számított a-klorofill koncentráció 331.5 µg/l volt, ami a **8** (politrófikus) fokozatnak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (80.6%) a domináns *Chroococcales*- kékalgák adták. Nagy arányban (11.1 %) voltak jelen a szervesanyag-szennyezettséget indikáló 1-2 µm átmérőjű piko-algák. A kékalga tömegprodukció és a politrófikus állapot a bőséges növényi tápanyag ellátottságot, a pikoplankton nagy aránya a szervesanyag-szennyezettséget indikálja.

A **paksi 3.sz. horgásztó** fitoplanktonjának biomasszája **2004. július 27.**-én 21.4 mg/l, a mért a-klorofill koncentráció 70.5 µg/l volt. **2005. május 11.**-én a megfelelő értékek 47.1 mg/l, ill. 87.8 µg/l voltak. A 3.sz. horgásztavat mindkét időpontban eutróf állapot (**6** (eutrófikus) fokozat) és a *Chlorococcales*-rendbe tartozó zöldalgák abszolút dominanciája (79,2%, ill. 77,5%) jellemezte.

A **paksi horgásztavak be-, ill. elfolyó vize** fitoplanktonjának **2003. márciusi** mennyiségi vizsgálata alapján megállapítottuk, hogy a Duna-víz (**D-P**$_j$) és az erőmű hűtőrendszerén áthaladó Duna-vizet tartalmazó halastavi tápvíz (**HT-be**) fitoplanktonjának biomasszája között jelentős különbség volt. A két mintavételi hely között a biomassza mintegy harmadára csökkent, ami részben a hűtőrendszerben bekövetkező hő és mechanikai károsodás eredménye. A fitoplankton összetétele, a domináns *Centrales*-kovaalgák aránya a két mintavételi helyen a mérés hibahatárán belül megegyezett. A halastórendszerben a fitoplankton struktúrája alapvetően megváltozott és az elfolyó vízben (**HT-el**) tömegesen jelentek meg az eutróf állóvizek koratavaszi állapotára jellemző ostoros sárgamoszatok.

7.6.5.3 Fitobenton, Makrofita

nincs adat

7.6.5.4 Makrofita

nincs adat

7.6.5.5 Makrozoobenton

BME-INNOTECH (2003-2009) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Kutatási jelentés. – Duna-Paks; Horgász-tavak

- A BME-INNOTECH által 2003-2009 között elvégzett vizsgálatok eredményeiként a 2003. évi jelentésben található kvalitatív adat a Horgász-tavak területéről. Ezek a kvalitatív adatok minősítésre nam alkalmasak, ugyanakkor információt (faunisztikai, illetve szórvány adatok) adhatnak a víztest jellemzéséhez.

Taxonok	*Horgásztó*
Csigák (Mollusca: Gastropoda)	
Theodoxus fluviatilis (LINNAEUS 1758)	
Viviparus acerosus (BOURGUIGNAT 1862)	
Viviparus contectus (MILLET, 1813)	
Bithynia tentaculata (LINNAEUS, 1758)	
Galba truncatula (O. F. MÜLLER, 1774)	
Lymnaea stagnalis (LINNAEUS, 1758)	
Stagnicola palustris (O. F. MÜLLER, 1774)	
Radix auricularia (LINNAEUS, 1758)	
Radix peregra (O.F. MÜLLER, 1774)	
Physella acuta (DRAPARNAUD, 1805)	

Planorbarius corneus (LINNAEUS, 1758)	
Planorbis planorbis (LINNAEUS, 1758)	
Anisus spirorbis (LINNAEUS, 1758)	
Anisus vortex (LINNAEUS, 1758)	
Gyraulus albus (O.F. MÜLLER, 1774)	
Gyraulus crista (LINNAEUS, 1758)	
Kagylók (Mollusca: Bivalvia)	
Unio crassus RETZIUS, 1788	
Unio pictorum (LINNAEUS, 1758)	
Unio tumidus RETZIUS, 1788	
Unio spp.	
Anodonta anatina (LINNAEUS, 1758)	
Sinanodonta woodiana (LEA, 1834)	
Dreissena polymorpha (PALLAS, 1771)	2003
Corbicula fluminea (O.F. MÜLLER, 1774)	
Corbicula fluminalis (O.F. MÜLLER, 1774)	
Rovarok (Insecta)	
Szitakötők (Insecta: Odonata)	
Ischnura elegans SCHMIDT, 1938	2003
Orthetrum cancellatum (Linnaeus, 1758)	2003
Aeshna grandis	2003
Bogarak (Coleoptera)	
Csíkbogarak (Dytiscidae)	
Hydroglyphus geminus (FABRICIUS, 1792)	
Laccophilus hyalinus (DE GEER, 1774)	
Porhydrus lineatus (FABRICIUS, 1775)	
Csíborfélék (Hydrophilidae)	
Anacaena limbata (FABRICIUS, 1792)	
Hydrobius fuscipes (LINNAEUS, 1758)	
Hydrochara caraboides (LINNAEUS, 1758)	
Poloskák (Heteroptera)	
Ranatra linearis (LINNAEUS, 1758)	2003
Hesperocorixa linnaei (FIEBER, 1848)	2003
Kétszárnyúak (Diptera)	
Chironomidae	2003

7.6.5.5-1. táblázat A Makrozoobenton adatok a Hlorgásztavak területéről

7.6.5.6 Halak

BME-INNOTECH (2003; 2006) A Paksi Atomerőmű vízrendszereinek vízgazdálkodási és vízminőségi vizsgálata. Kutatási jelentés.

A BME vzsgálatai során a Horgász-tavak területéről szórványos faunaadatokat adnak. Ugyanakkor a 2003. évi jelentés képanyaga alapján megállapítható, hogy félrehatározás is történt (Ameiurus nebulosus), tehát ezen információkat fenntartással lehet kezelni. Megállapítják, hogy a tavakban csak kisebb halpusztulások fordultak elő.

PA Horgász Egyesület (2006-2011) A Paksi Atomerőmű Horgász Egyesület kezelésében lévő vízterek fogási és telepítési adatai.

A Horgász-tavak telepítési és fogási adatai hozzájárulnak a vízterek halfaunájának megismeréséhez, a horgászati szempontból hasznosított fajok középtávú változásainak megismeréséhez. Az adatok alapvetően háttér információt szolgáltatnak. Ki kell emelni, hogy a PAHE együtt kezeli a Kondor-tó és a Horgász-tavak fogási adatait.

Horgász-tavak telepítési adatai (kg)

Faj	2006.	2007.	2008.	2009.	2010.	2011.
Ponty	26026	25666	23116	24093	25457	26165
Amur	864	1562	3259	2235	2043	1335
Süllő	23	104	380	0	831	0
Csuka	290	442	644	364	1207	0
Keszeg	9515	9099	8843	7409	7182	9744
Lénai tok	0	0	0	0	125	0
Compó	0	0	101	0	0	0

Kondor- és Horgász-tavak fogási adatai (kg)

	2006.	2007.	2008.	2009.	2010.	2011.
Ponty	31817	29196	29303	30747	27247	27938
Amur	1361	1168	2024	2160	2610	1795
Süllő	103	90	188	178	102	740
Kősüllő	2	1	2	0	1	0
Csuka	383	344	854	410	725	286
Balin	35	36	54	220	205	206
Harcsa	1037	803	790	642	1062	705
Busa	571	286	695	732	404	286
Egyéb	4804	8396	5582	3480	3440	3764

7.6.6 FADDI-HOLT-DUNA

7.6.6.1 Fizikai-kémiai jellemzők

A Paksi Atomerőmű Rt. Külső Technológiai Osztálya megbízásából rendszeres ellenőrző megfigyeléseket végeztek a hűtőházi hűtővízeknek a Paks – Faddi főcsatornába való átvezetésére, valamint a Faddi-Holt-Duna vízpótlására való felhasználására vonatkozóan. Az ellenőrző szemlék és mérések során a vízátvezetés mentén a vízminőséget, a csatorna és műtárgyainak állapotát és működését, a vízátvezetésnek a Fadd-Tolnai holtágrendszerre gyakorolt hatását, a környezet állapotát ellenőrizték.

Az **1996**-ban megvalósult vízátvezetés a hűtőházi hűtővízből a tervek szerint mintegy 0,7 m^3/s vízmennyiséget képes átvezetni a Paks - Faddi főcsatornába, ezen keresztül a Faddi holtágba, és közvetve a Tolnai-holtág vízellátását is szolgálja.

Az **1997**-ben indult próbaüzemet követően minden évben történt vízátvezetés, a hidrológiai és vízminőségi körülményektől és követelményektől függően meghatározott mennyiséggel és időtartammal. A vízátadás kedvezően befolyásolta a holtág rendszer vízkészletét és vízminőségét, kedvezően alakult az üdülés és vízhasználatok közegészségügyi minősítése is.

2003-ban a rendkívüli tartós kisvíz idején, a forró nyári időszakban a vízátadás alapvetően hozzájárult ahhoz, hogy a kedvezőtlen körülmények ellenére a Faddi-holtág vízszintjét elfogadható magasságban lehetett tartani és vízminősége megfelelő állapotban maradt.

A 2004. évi vízátadás szintén eredményes volt, kereken 7 millió m^3 volt az átadott víz mennyisége. A vízmennyiség egy része javította a Tolnai-holtág vízgazdálkodását is.

2005-ben a Faddi-holtág előírt szabályozási vízszintjét a tavaszi időszakban a megszokott és indokolt biztonsággal igyekeztek tartani. A nyári nagy mennyiségű és tartós esőzés miatt augusztustól a vízátadás szünetelt.

2006. év is csapadékos volt, csak a nyári-őszi időszakban volt szükség vízátadásra. Üzemeltetési problémát jelentett a főcsatorna rézsűjének meghibásodása, amelyet a VIZIG kijavított. Az év során az önkormányzatok kezdték megszervezni a térségben az átadott víz fokozott hasznosítását.

2007-ben a tartósan működő vízátadás szükséges és eredményes volt. A Duna rendkívül alacsony vízjárása ellenére sikerült a Faddi-Holt-Duna vízszintjét az előírt szabályozási tartományban tartani. A vízátadás jótékony hatása a vízminőség terén is érvényesült, a rendkívüli kánikulai időszakban sem merült fel vízminőségi panasz vagy probléma. Ugyanakkor a Tolnai-holtág vízhiánnyal küzdött, ami indokolja a holtágak tulajdonosi/üzemeltetői rendszerében a fokozott együttműködés megteremtését.

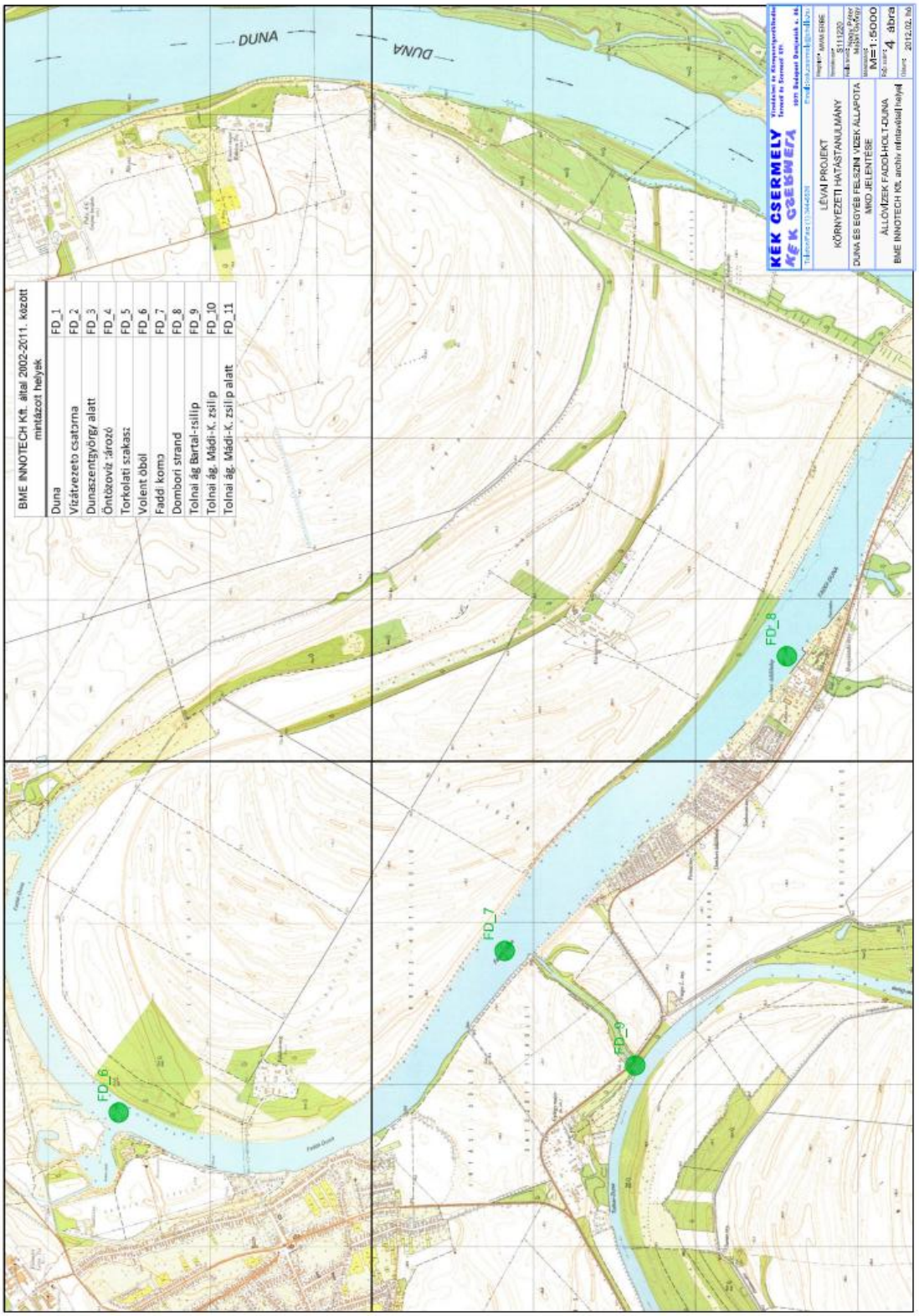
2008-ban a vízátadás a téli időszakban is működött, a magas vízállás ellenére biztosította a csatornák élővíz jellegét. A Bartal zsilip az év elejétől kezdve zárva volt, csak átmenetileg volt nyitva. A Dombori szivornya a február-április időszakban üzemelt, némileg csökkentve a magas faddi vízállást és elősegítve a holtág vízcseréjét. A **rendszer üzemeltetése a VIZIG Szakaszmérnökség** részéről mind a munkák irányítása és végzése során, mind a szakmai kapcsolattartás területén gondos és szakszerű volt.

A részletes vízminőség vizsgálatokat az évek során a következő pontokon végezték:

Duna, vízkivételi mű
Paks - Faddi Főcsatorna Dunaszentgyörgy, mérőműtárgy
Főcsatorna öntözővíztározó zsilip
Főcsatorna torkolati szakasza a Faddi holtág előtt
Faddi-Holt-Duna, Volent öböl
Faddi-Holt-Duna, Fadd község
Faddi-Holt-Duna, Dombori strand
Tolnai holtág a Bartal zsilip
Tolnai holtág a Mádi-Kovács zsilip

A 2008. évi tavaszi helyszíni és laboratóriumi vizsgálatok eredményeinek az értékelése alapján megállapították, hogy a holtágrendszer vizeiben április elejére a tavaszi jelleg érvényesült, a viszonylag alacsony KOI_{Cr} értékekben, és a növényi tápanyagok alvízi szakaszok irányában történő csökkenésében, amely elsősorban a magasabbrendű vízi növényzet növényi tápanyag felvételnek köszönhető. A holtágak vizeiben erősödött az állóvízi jelleg, melyet a fokozatosan, de csak enyhe mértékben emelkedő szervesanyag és lebegőanyag tartalom és a növények (algák) számára felvehető N és P formák csökkenése jelzett. Az eredményekből megállapították, hogy a frissvíz pótlás elengedhetetlen feltétele a felmelegedő időszakban a vízminőség folyamatos szinten tartásához és javításához. Ezt igazolta az, hogy jelentős különbséget mutattak ki a vízminőségben a Mádi-Kovács zsilip alvízi és felvízi szakasza felett (lebegőanyag tartalom, vezetőképesség és a-klorofill tartalom).

A holtág rendszer vizeiben már **június második felében** az erőteljes eutróf jelleg érvényesült, a viszonylag magasnak mondható KOI_{Cr} értékekben (különösen az alvízi szakaszok felé haladva), és a növényi tápanyagok alvízi szakaszok irányában történő felvételében. A Dunaszentgyörgy-i mintavételi pontnál a vízminőségben bekövetkező gyors változás ugyanakkor azt is jelzi, hogy a talajvizek/belvizek elkeveredése a dunai vízzel még számottevő hatású, de ez az ugrás (romlás) a vízminőségben már nem olyan kifejezett, mint az tavasszal volt. Az átadott víz mennyiségi és minőségi tekintetben is megfelelő volt, ugyanakkor annak a minősége az alvízi mintavételi pontok felé haladva folyamatos romlott. A vízátadás jelentőségét az mutatja, hogy a referencia pontként külön is megvizsgált Bogyiszló-i tóban (amely nem részesül a vízátadás pozitív hatásaiból) sokkal rosszabb a vízminőségi állapot, mint a Fadd-i és a Tolna-i ágakban.



7.6.6—1. ábra Archív adatok mintavételi helyei a Faddi –Holt Dunán

A 2008 nyár végi vízminőségi vizsgálat eredményei alapján megállapították, hogy az átadott víz folyamatos romlása

tapasztalható köszönhetően a Dunaszentgyörgytől kimérhető kedvezőtlen hatásoknak (rossz minőségű talajvíz hozzááramlás és a mezőgazdasági eredetű terhelések). Az öntözővízcsatorna térségében a nyáron bekövetkezett önárnyékolás hatására (felnövekedett és igen sűrű makrofita és hínárvegetáció és a víz felszínén úszó rucaöröm) a víz oldott oxigéntartalma hirtelen és erőteljesen lecsökken, és az csak a torkolati szakaszon „regenerálódik".

2009. augusztus 10-én az évi ötödik helyszíni szemle idején került sor a vízminőség vizsgálatra, tartósan meleg napos időjárási körülmények között. A szemlét megelőzően már közel egy hónapja a vízátadás nagy vízhozammal – 800-960 l/s kapacitással üzemelt. A Paks-Faddi főcsatorna medre a magas vízhozam következtében telt állapotú, de a korábbi meder karbantartási munkák eredményeként a közel 1 m3/s vízhozamot is akadály nélkül vezette le.

A Faddi holtág meleg **(**26 - 27 ^{o}C), enyhén zöldes színű vize oxigénben telített (119,8 %), növényi tápanyagtartalma igen alacsony volt. Felszínen kékalga jelent meg nyálkás foltok és paplanszerű alakzatokban, a meder alján pedig nagytömegű, összefüggő hínár látszott. A hosszantartó nagyon meleg és csapadékmentes időjárás ellenére a magasan tartott nyár eleji vízszint és a tartósan nagymennyiségű folyamatos vízátadás következtében a holtág vízminősége megfelelő volt.

Összességében megállapították, hogy a késő őszi – kora téli időszakban a korábbi évek gyakorlatától eltérően nagyobb vízhozammal és jó minőségű vízzel történő vízpótlása várhatóan kedvező hatással lesz a holtágrendszer következő évi kezdeti vízgazdálkodási-környezeti állapotára. Mivel a Faddi és a Tolnai holtág is vízjogi szempontból a belvízöblözet belvíztározó funkcióját is ellátja a téli és télvégi időszakban kiemelt figyelmet kell fordítani az esetleges belvíz előrejelzésekre, amelyek szerint a leeresztő zsilipek szükség szerinti időben történő nyitásával, a vízleeresztéssel a szükséges tározótérfogatot biztosítani lehessen.

A Faddi-Holt-Duna vízpótlására átadott nagyobb vízmennyiségnek tudható be - az év elejétől folyamatos vízátadás mellett magasabb szinten tartott holtág mellett, - hogy a hosszan tartó meleg időszak magas párolgása és a Tolnai-holtág déli szakaszára átadott öntözővíz mennyiség ellenére sikerült a Faddi-Holt-Duna víz szintjét a nyári szabályozási tartomány felső értéke felett tartani. A folyamatos és a kibocsátási ponton rendelkezésre álló maximális vízhozammal történő vízátadás a Faddi-Holt-Duna jó vízminőségi paraméterein is látszik. A holtágnak a Dombori strand előtti szakaszán tapasztalható kisebb mértékű vízminőség romlás oka, hogy ezen terület vízcseréjét, az itteni vízmozgást nem lehetett folyamatosan fenntartani a Dombori szivornya üzemével, kezdetben a magasabb dunai vízállás miatt, később a más vízgazdálkodási érdekek kiszolgálására a Tolnai holtág felé átadott vízmennyiség miatt (BME Innotech Kft. 2008-2009).

7.6.6.2 Fitoplankton

A **Faddi-Holt-Duna** (**Volent öböl) (FD)** fitoplanktonját 2004. októbere és 2005.augusztusa között hat alkalommal vizsgálták (BME INNOTECH Kft. 2004, 2005).

A fitoplankton biomasszája **2004. október 4**-én 20.3 mg/l, a számított a-klorofill koncentráció 66.8 µg/l volt, ami a **6** (eutrófikus) fokozatnak és a **III.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (79.6%) a *Chroococcales* rendbe tartozó kékalgák adták, elsősorban a tömegprodukciót alkotó *Synechococcus* sp., amelynek biomasszában kifejezett relatív abundanciája 79.4% volt. Az *Oscillatoriales*-rendbe tartozó kékalgák részesedése 7.1%, a barázdás ostoros moszatoké (*Cryptophyta*) 6.1% volt.

2004. októberében a fitoplankton biomasszája mintegy fele (51.2%) volt az előző év júniusában megállapított értéknek. Mindkét időpontban a *Chroococcales* rendbe tartozó kékalgák voltak jelen a legnagyobb arányban:

2003. június 18: CHROO (4) – CRY (3) – CHL (3)
2004. október 4: CHROO (4) – OSC (2) – CRY (1)

2005. március 21-én a fitoplankton biomasszája 9.0 mg/l, az a-klorofill koncentráció 54.2 µg/l volt, ami a **6** (eutrófikus) fokozatnak és a **III.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (59.9%) fonalas és heterociszta nélküli *Oscillatoriales*-kékalgák adták. A barázdás ostoros moszatok (*Cryptophyta*) részesedése 12.3% volt, az ostoros sárgamoszatoké (*Chrysophyceae*) 7.9%, az ostoros algáké (*Euglenophyta*) 7.6% volt.

2005. április 18.-án a fitoplankton biomasszája 16.8 mg/l, az a-klorofill koncentráció 30.6 µg/l volt, ami az **5** (mezo-eutrófikus) fokozatnak és a **III.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát változatlanul a fonalas kékalgák adták, biomasszában kifejezett abundanciájuk 70.5% volt. A barázdás ostoros moszatok (*Cryptophyta*) részesedése 12.4 % volt, a különféle rendszertani csoportokba tartozó ostorosoké (*Flagellatae*) 5.4%, az ostoros algáké (*Euglenophyta*) 3.5% volt.

2005. június 6.-án a fitoplankton biomasszája 12.3 mg/l, az a-klorofill koncentráció 34.0 µg/l volt, ami az **5** (mezo-eutrófikus) fokozatnak és a **III.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (56.1 %) fonalas és heterociszta nélküli kékalgák, főként *Oscillatoriales*-taxonok adták. A *Chlorococcales*-rendbe tartozó zöldalgák részesedése 11.7 %, a barázdás ostoros moszatoké (*Cryptophyta*) 7.8 %, az ostoros algáké (*Euglenophyta*) 5.6 %, az *Ulothricales*-rendbe tartozó zöldalgáké (*Koliella* spp.) 5.0 % volt.

2005. június 30.-án a fitoplankton biomasszája 28.1 mg/l, a számított a-klorofill koncentráció 107.6 µg/l volt, ami a **7** (eu-politrófikus) trofitási fokozatnak és a **IV.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb hányadát (84.8%) a fonalas és heterociszta nélküli kékalgák, főként *Oscillatoriales*-taxonok adták.

2005. augusztus 1.-én a fitoplankton biomasszája 29.5 mg/l, a számított a-klorofill koncentráció 113.0 µg/l volt, ami a **7** (eu-politrófikus) trofitási fokozatnak és a **IV.** vízminőségi osztálynak felel meg. A fitoplankton biomassza legnagyobb arányú összetevői az *Oscillatoriales*-(72.0%), valamint a *Nostocales*-rendbe tartozó kékalgák (14.8%) voltak. Utóbbi csoportot egyedül a *Cylindrospermopsis raciborskii*, fonalas, heterocisztás, elemi nitrogén megkötésére képes kékalga képviselte.

A **2005.** évben történt mennyiségi és minőségi vizsgálata eredmények alapján megállapítható, hogy

- A fitoplankton biomasszája áprilisban a márciusi érték mintegy kétszeresére (186 %-ra) növekedett. Mindkét időpontban a fonalas kékalgák voltak jelen a legnagyobb arányban.
- A fitoplankton biomasszája június elején az áprilisi értéknél kisebb, annak mintegy kétharmada (73%) volt. Mindhárom időpontban a fonalas kékalgák voltak jelen a legnagyobb arányban.
- A fitoplankton biomasszája június végén és augusztus elején lényegében azonos, a június elején mért értéknek 2.3-2.4-szerese volt. Az eddig vizsgált öt időpontban a fonalas kékalgák voltak jelen a legnagyobb arányban:

március:	OSC (5) – CRY (2) – CHRY (2)
április:	OSC (6) – CRY (2)
június eleje:	OSC (5) – CHL (2)
június vége:	OSC (6)
augusztus:	OSC (5) – NOST (3)

  2005-ben minden vizsgált időpontban az *Oscillatoriales*-rendbe tartozó kékalgák voltak jelen a legnagyobb arányban. A június elején még jelentős arányban jelen levő *Chlorococcales*-zöldalgákat az *Oscillatoriales*-rendbe tartozó kékalgák váltották fel, majd augusztus elejére utóbbiak mellett tömegesen jelentek meg a fonalas, heterocisztás, elemi nitrogén megkötésére képes *Nostocales*-rendbe tartozó kékalgák is.

A **Faddi-Holt-Duna** fitoplanktonjának biomasszája 9.0 mg/l és 29.5 mg/l között változott, átlagosan 19.3 mg/l volt, a mért, vagy a biomasszából számított a-klorofill koncentráció 30.6 µg/l és 113.0 µg/l között változott, átlagosan 67.7 µg/l volt. A fitoplankton biomassza minimális értékét 2005. márciusában, a maximumot 2005. augusztusában mértük. Az a-klorofill koncentráció minimális értékét 2005. áprilisában, maximumát 2005. augusztusában mértük. Az a-klorofill koncentráció minimális, maximális és átlagos értéke a Felföldy (1987)-féle tíz fokozatú (0-9) trofitási skálán (l. Németh 1998: p. 251., T. 2.2.9.) az **5** (mezo-eutrófikus), **7** (eu-politrófikus), ill. a **6** (eutrófikus) fokozatnak felel meg

7.6.6.3 Fitobenton

nincs adat

7.6.6.4 Makrofita

nincs adat

7.6.6.5 Makrozoobenton

nincs adat

7.6.6.6 Halak

SCIAP Kft. (2008) Szakértői vélemény A ponty (Cyprinus carpio Linnaeus) és a harcsa (Silurus glanis Linnaeus) állomány fajlagos fogási tilalma feloldásának lehetőségéről a Faddi-Holt-Dunában Kézirat – Faddi-Holt-Duna

A FSHE megbízásából készült felmérés alapját a VKI szempontjainak megfelelő mintavétel képezte. Ennek megfelelően a szakirodalom háttér adatbázisa megfelelő alapot nyújt a Faddi-Holt-Duna (HUAIH066) VKI szempontú értékeléséhez, hozzátéve azt, hogy Európában az állóvízi víztestekre vonatkozó egységes minősítési rendszer nem áll rendelkezésre. Emiatt ezeken a vizeken szakértői becslés alkalmazható, figyelembe véve Halasi-Kovács et al. (2009) leírásait.

Faddi Sporthorgász Egyesület (2006-2010) A Faddi Sporthorgász Egyesület kezelésében lévő Faddi-Holt-Duna fogási és telepítési adatai.

A telepítési és fogási adatok hozzájárulnak a vízterek halfaunájának megismeréséhez, a horgászati szempontból hasznosított fajok középtávú változásainak megismeréséhez. Az adatok alapvetően háttérinformációt szolgáltatnak.

Faddi-Holt-Duna telepítési adatai

Év	Ponty III nyaras telepítés (kg)	Ponty II nyaras telepítés (kg)	Ponty I nyaras telepítés (kg)	Keszeg telepítés (kg)
2006.	21332	0	0	0
2007.	18000	4000	1000	0
2008.	18000	5000	0	0
2009.	7126	1984	0	0
2010.	10012	4200	0	0

7.6.6.6-1. táblázat A Faddi-Holt Duna telepítési adatai (kg)

Faddi-Holt-Duna fogási adatai

Halfaj	2006.	2007.	2008.	2009.	2010.
Ponty	14759	16000	16000	10569	10436
Csuka	921	1000	600	812	1027
Süllő	715	1200	1500	966	385
Kősüllő	2	0	0	19	0
Harcsa	870	2400	2000	997	712
Balin	3	0	0	16	35
Angolna	45	0	0	38	38
Márna	5	0	0	0	0
Amur	1306	2000	1000	756	383
Egyéb	5284	5000	2180	3091	3187

7.6.6.6-2. táblázat A Faddi-Holt Duna fogási adatai (kg)

7.7 A SZAKTERÜLETI VIZSGÁLAT ÉS ÉRTÉKELÉS MÓDSZERTANA

7.7.1 A MÓDSZERTANRA VONATKOZÓ ELŐÍRÁSOK ÁTTEKINTÉSE

7.7.1.1 Módszertani szakirodalom

Borics G., Várbíró G., Grigorszky I., Krasznai E:, Szabó S., Kiss K.T. (2007) A new evaluation technique of potamo-plankton for the assessment of the ecological status of rivers. Arch. Hydrobiol. Suppl. 161/3-4, 465-486.

Felföldy L. 1977: Termelésbiológiai alapfogalmak.

In: Felföldy L. (szerk.): Elsődleges termelés, Hidrobiol. Továbbképző Tanf., Tihany, 1.4., 17-24.

Felföldy L. 1987: A biológiai vízminősítés (4. javított és bővített kiadás). Vízügyi Hidrobiológia 16., 1-258. - VGI, Budapest.

Hurlimann J., Niederhauser P. 2000: Methoden zur Untersuchung und Beurteilung der Fliessgewässer: Kieselalgen Stufe F (flächendeckend). Version vom 18.9.2000., 1-110. Im Auftrag des Bundesamtes für Umwelt, Wald und Landschaft, Bern.

Krammer, K., H. Lange-Bertalot 1986: Bacillariophyceae. 1.Teil: Naviculaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2/1, 1-876. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

Krammer, K., H. Lange-Bertalot 1988: Bacillariophyceae. 2.Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirelliaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2/2, 1-596. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York.

Krammer, K., H. Lange-Bertalot 1991: Bacillariophyceae. 3.Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2/3, 1-576. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, New York, Jena.

Krammer, K., H. Lange-Bertalot 1991a: Bacillariophyceae. 4.Teil:Achnanthaceae; Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema; Gesamtliteraturverzeichnis Teil 1-4. Süsswasserflora von Mitteleuropa, 2/4, 1-437. - Gustav Fischer Verlag, Stuttgart, Jena.

Ludes B., Coste M. 1996: Diatomées et médecine légale. Applications de la recherche

Németh, J. 1984: Einfluss der Teperatur auf die photosynthetische Sauerstoffproduktion und Artenzusammensetzung des Phytoplanktons. 24. Arbeitstagung der IAD, Szentendre/Ungarn 1984, Wissenschaftliche Kurzreferate 87-90

Németh J. (1998) A biológiai vízminősítés módszerei [Methods of water quality classification]. Vizi Természet- és Környezetvédelem 7., 1 - 303., KGI, Budapest.

ÖKO Zrt. (2009) Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése" című KEOP-2.5.0. A kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése. Háttéranyag a 2. részteljesítési jelentéshez (TED [2008/S 169-226955]). 1-151.

Szilágyi F., Ács É., Borics G., Halasi-Kovács B, Juhász P., Kiss B., Kovács CS., Kovács T., Lakatos GY., Müller Z., Padisák J., Pomogyi P., Szabó K., Szalma E., Tóthmérész B. (2006) Az ökológiai minősítés kérdései. In: Somlyódy L., Simonffy Z.: A fenntartható vízgazdálkodás tudományos megalapozása az EU Víz Keretirányelv hazai végrehajtásának elősegítésére. MTA Vízgazdálkodási Csoport és BME VKKT közös munkabeszámolója (kézirat).

Szilágyi F., Clement A., Juhász P., Kiss B., Müller Z., Nieuwenhuis R., Padisák J., Pomogyi P., Torenbeek R. (2006a) Referenciaviszonyok és a jó állapot a mintaterületen lévő víztestekre, a víztestek jelenlegi állapotának jellemzése. I. Felszíni vizek ökológiai állapota. Kutatási jelentés. 19. Melléklet, 1-86. ÖKO Zrt. vezette Konzorcium, Budapest.

VITUKI (2007) Módszertani útmutató a 2007-től induló biológiai monitoring vizsgálatokhoz. Kézirat, pp. 1-65. Budapest.

Makrofita

Dawson, F. H. (2002) Guidance for the field assessment of macrophytes of rivers within the STAR project. (http://www.eu-star.at/frameset.htm)

Holmes, N.T.H. & B.A. Whitton 1977. Macrophytes of the River Wear: 1966-1976'. Naturalist 102: 53–73.

Kohler, A. (1978) Methoden der Kartierung von Flora und Vegetation von Süßwasserbiotopen. Landschaft & Stadt 10/2: 73–85.

Lukács, B., Balázs, A., Baranyai Nagy, A., Kelemenné Szilágyi, E. (2011) Folyó- és állóvizek makrofita állományainak felmérési segédlete. VM Kézirat.

Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann, A. Gutowski, J. Foerster. (2006) Instruction Protocol for the ecological Assessment of Running Waters for Implementation of the EU Water Framework Directive: Macrophytes and Phytobenthos. Bavarian Environment Agency, 121.

Schaumburg, J., C. Schranz, D. Stelzer, G. Hofmann. (2007) Action Instructions for the ecological Evaluation of Lakes for Implementation of the EU Water Framework Directive: Makrophytes and Phytobenthos. Bavarian Environment Agency, 69.

Makrozoobenton

Csányi B. (1998) A magyarországi folyók biológiai minősítése a makrozoobenton alapján. – Doktori (PhD) értekezés, KLTE, Debrecen 1-89.

Furse, M. et al. (2006) The STAR project: context, objectives and approaches. – In: M.T. Furse, D. Hering, K. Brabec, A. Buffagni, L. Sandin & P.F.M. Verdonschot (eds), The Ecological Status of European Rivers: Evaluation and Intercalibration of Assessment Methods – Hydrobiologia, 566: 3–29.

Star 8th deliverable (2004) Inter-calibration and harmonisation of „invertebrate methods" – Compiled by Sandin, L., Friberg, N., Furse, M.T., Clarke, R. & Larsen, S. – A project under 5th Framework Programme, 1–238.

Várbíró, G., Deák, Cs., Borics, G., & Krasznai, E. (2010) Current issues in ecological water qualification: developing multimetric macroinvertebrate index on lowland, small and medium sized watercourses – a case study. – Acta Biol. Debr. Oecol. Hung., 21: 247–254.

Várbíró, G., Fekete, O., A. Ortmann-Ajkai, Ficsor, M., Cser, B., Kovács, K., Kiss, G., Czirok, A., Horvai V. & Deák, Cs. (2011) Developing a multimetric macroinvertebrate index on montainous small and medium sized water bodies. – Acta Biol. Debr. Oecol. Hung., 26: 211–220.

Hal

Halasi-Kovács, B (2005) A „Paksi Atomerőmű környezeti hatástanulmánya"című téma keretén belül a halállomány összetételének kvalitatív és kvantitatív vizsgálatáról a paksi Duna-szakaszon. Kutatási jelentés.

Halasi-Kovács, B., Dieperink, Ch., Nieuwenhuis, R. (2005) ECOSURV- Biological Qualitiy Elements: Fish. Final Report. EuropeAid/114951/D/SV/2002-000-180-04-01-02-02. KvVM. Arcadis Co.

Halasi-Kovács, B., Erős, T., Harka, Á., Sallai, Z., Nagy, S. A. 2009. „a Vízgyűjtő-gazdálkodási tervek készítése" című KEOP-2.5.0. kódszámú projekt megvalósítása a tervezési alegységekre, valamint a részvízgyűjtőkre, továbbá ezek alapján az országos vízgyűjtő-gazdálkodási terv, valamint a terv környezeti vizsgálatának elkészítése" című projekt keretén belül a „Halak" résztéma. Budapest.

Halasi-Kovács, B. (2009) A Duna ökológiai állapotának monitorozása - Halfauna ökológiai felmérése a Duna paksi szakaszán. Zárójelentés.

Halasi-Kovács B., Tóthmérész, B. (2011): A hazai vízfolyások Víz Keretirányelv előírásainak megfelelő halegyüttes alapú ökológiai minősítési rendszere. Acta Biol. Debr. Oecol. Hung. 25: in print.

KvVM (2006) „A madárvédelmi (79/409/EGK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése" projekt (2006/18/176.02.01). Zárójelentés.

Berinkey, L. (1966) Halak. Fauna Hung., Vol.79, Akadémiai Kiadó, Budapest, pp 136.

Kottelat, M., Freyhof, J. (2007) Handbook of European freshwater fishes. Publications Kottelat, Cornol, Switzerland. 646 p.

Miller, P. J. (1990) Gobiidae. In: Fishes of the North-Eastern Atlantic and the Mediterranean. UNESCO. pp. 1019-1085.

Neilson, M. E., Stepien, C. A. (2009) Escape from the Ponto-Caspian: Evolution and biogeography of an endemic goby species flock (Benthophilinae: Gobiidae: Teleostei). Molecular Phylogenetics and Evolution, 52: 84-102.

7.7.1.2 Egyedi jegyzőkönyvek és útmutatók

A mintavételre, vizsgálatra és értékelésre vonatkozó specifikus jegyzőkönyvek, módszertani útmutatók, előírások az alábbiak:

- ✓ Specifikus általános vízkémia terepi jegyzőkönyv (Mintavételi – mérési jegyzőkönyv felszíni vízből végzett mintavétel esetén)
- ✓ Aktualizált STAR protokoll általános terepi jegyzőkönyv
- ✓ Specifikus fitoplankton jegyzőkönyv
- ✓ Specifikus fitobenton jegyzőkönyv
- ✓ Specifikus makrofita jegyzőkönyv
- ✓ Specifikus makrozoobenton jegyzőkönyv
- ✓ Specifikus halközösség jegyzőkönyv vízfolyásra
- ✓ Specifikus halközösség jegyzőkönyv állóvízre
- ✓ Részletes módszertani útmutató a fitoplankton mintavételhez, vizsgálathoz és az eredmények értékeléséhez
- ✓ Részletes módszertani útmutató a fitobenton mintavételhez, vizsgálathoz és az eredmények értékeléséhez
- ✓ Részletes módszertani útmutató a makrofita mintavételhez és értékeléshez a Dunán
- ✓ Részletes módszertani útmutató a fmakrofita mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken
- ✓ Részletes módszertani útmutató a makrozoobenton mintavételhez és értékeléshez a Dunán
- ✓ Részletes módszertani útmutató a makrozoobenton mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken
- ✓ Részletes módszertani útmutató a halközösség mintavételhez és értékeléshez a Dunán
- ✓ Részletes módszertani útmutató a halközösség mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken
- ✓ Részletes módszertani útmutató a halközösség mintavételhez és értékeléshez kisvízfolyásokon

7.7.2 AZ ALKALMAZOTT MÓDSZERTAN LEÍRÁSA

7.7.2.1 Fitoplankton

A **Víz Keretirányelv**nek megfelelő mennyiségi mintavétel, az MSZ EN 15110 (mintavétel) és az MSZ EN 14407:2004 (mintafeldolgozás) szabványok szerint. Az eredmények EQR alapú értékelése a CN TC 230 EU szabványtervezet, ill. a **Víz Keretirányelv** hazai alkalmazására kidolgozott ajánlások (SZILÁGYI és mtsai. 2006, 2006a) szerint történik.

A helyszínen Lugol-oldattal rögzített merített fitoplankton minták állománysűrűségét UTERMÖHL-féle fordított planktonmikroszkóppal határozzuk meg.

A **fitoplankton biomasszáját** az állománysűrüség és a fajlagos biomassza adatok alapján számítjuk ki. Az egyes taxonok fajlagos biomasszáját vagy közvetlen méréssel határozzuk meg vagy logaritmikus intervallum skála szerinti lineáris mérattartományuk becslése után, a megfelelõ forgási ellipszoid (gömb) térfogatával tekintjük azonosnak (l.: NÉMETH 1998).

Az egyedenként felvett lineáris méretek alapján egyenként számítjuk ki a fajlagos térfogatokat, majd azokat átlagoljuk. A térfogat ismeretében a sűrűséget egységnyinek tételezve, a fajlagos biomasszát tömeg-egységben fejezzük ki.

A biomassza eredményeket µg/l mértékegységben adjuk meg, de a szövegben mg/l (=10^3 µg/l)-re átszámítva említjük.

A merített és a helyszínen Lugol-oldattal rögzített mintákat Opton fordított planktonmikroszkóppal vizsgáltuk. A fitoplankton biomassza és a számított a-klorofill koncentráció értékeket, valamint a százalékos részesedés adatokat a nagyobb rendszertani egységek szerinti felosztásban, táblázatokban foglaltuk össze. A biomassza eredményeket µg/l mértékegységben fejezzük ki, de a szövegben mg/l (=10^3 µg/l)-re átszámítva említjük.

A fitoplankton dominancia-struktúrájának rövid jellemzésekor az egyes taxonok biomasszában kifejezett relatív abundanciáját a következő intervallum skála szerint adjuk meg:

Abundancia osztály	Tartomány	
	az össz-biomassza hányada	‰
1	0-1/16	0-63
2	1/16-1/8	64-125
3	1/8-1/4	126-250
4	1/4-1/2	251-500
5	1/2-3/4	501-750
6	3/4-7/8	751-875
7	7/8-15/16	876-938
8	15/16-1	939-1000

A domináns taxonok jelölése:

piko:	piko-algák
FLAG:	*Flagellatae*
CHRO:	*Chroococcales*
OSCI:	*Oscillatoriales*
NOST:	*Nostocales*
EUGL:	Euglenophyta
CRYP:	Cryptophyta
DINO:	Dinophyta
CHRY:	Chrysophceae
CENT:	Centrales
PENN:	Pennales
VOLV	Volvocales
CHLO:	Chlorococcales
ULOT:	Ulothricales
DESM:	Desmidiales

A munka során figyelembe vettük a jelenleg kidolgozás alatt álló EU szabványtervezet (CN TC 230) egyes előírásait is.

A **Víz Keretirányelv** szerinti **fitoplankton alapú ökológiai értékelés** során a minőségi (taxonómiai összetétel) jellemzőket vesszük figyelembe (ÖKO Zrt. 2009, SZILÁGYI és mtsai. 2006, 2006a).

A fitoplankton taxonómiai összetétele alapján meghatározzuk a **Q** társulás index, majd ebből Q_r értékét a következők szerint:

$$\mathbf{Q}=\mathrm{SUM}(p_i*F_i)$$

ahol,

p_i: a taxonok vagy kodonok biomasszára vonatkoztatott relatív abundanciája,
F_i: adott taxonhoz vagy kodonhoz tartozó súlyfaktor

$$\mathbf{Q_r} = Q/5$$

A súlyfaktor értéke a 0-5 között változó egész szám.

A taxonok besorolásához BORICS és mtsai (2007) tanulmányát vesszük alapul.

A vízfolyások 3. típuscsoportjának (25. Duna, magyarországi alsó szakasz) mefelelően a következő egyenlettel számítjuk ki a besoroláshoz közvetlenül használható **NQ_r** értékeket.

$$y=0,7334x^2 + 0,3253x - 0,0137$$

ahol,

y: **NQ_r**

x: **Q_r**

Az **ökológiai állapot** fitoplankton alapú értékelésére a valamennyi tipus esetében használható, **NQ_r** = 0-1 intervallumban, egyenlő osztályközökkel (0.2) kialakított következő határérték-táblázatot használjuk:

ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT	NQ_r
Kiváló	≥0.801
Jó	0.601-0.800
Közepes	0.401-0.600
Gyenge	0.201-0.400
Rossz	≤0.200

A **trofitás fokozatai**t Felföldy (1987) tíz fokozatú skálája szerint a következő táblázatban (Németh 1998, p.251., 2.2.9 táblázat) foglaltuk össze.

A trofitás fokozatai
(FELFÖLDY 1987)

Trofitás fok	Elsődleges termelés */		Algaszám	a-klorofill
	gC / m ^{2} / év	mgC /m^2/ nap	10 ^{6} ind/ liter	mg / m ^{3}
0 atrófikus (terméketlen)	0	0	0	0
1 ultra-oligtrófikus (igen szűken termő)	< 10	< 50	< 0.01	< 1
2 oligotrófikus (szűken termő)	10 - 25	50 - 125	0.01 - 0.05	1 - 3
3 oligo-mezotrófikus	26 - 50	126 - 250	0.05 - 0.10	4 - 10
4 mezotrófikus (közepesen termő)	51 - 100	251 - 500	0.1 - 0.5	11 - 20
5 mezo-eutrófikus	101 - 175	501 - 900	0.5 - 1.0	21 - 50
6 eutrófikus (bőven termő)	176 - 300	901 - 1 500	1.1 – 10	51 - 100
7 eu-politrófikus	301 - 500	1501 - 2500	11 – 100	101 - 200
8 politrófikus (erősen termő)	501 - 800	2501 - 4000	101 – 500	201 - 800
9 hipertrófikus (túltermő)	> 800	> 4 000	> 500	> 800

*/ Az éves termelés a napi termelés kétszázszorosa (Felföldy 1977: p. 228.)

A trofitási fokozatokba soroláshoz a mintában mért, vagy a fitoplankton biomasszából számított a-klorofill koncentráció adatokat használtuk. Az átszámításhoz a fitoplankton biomassza, korábbi mérések alapján megállapított, %-os a-klorofill tartalom adatait használtuk, ami a Duna és a telephely környezetében levő állóvizek esetében 0.329-0.383% volt. Az MSZ 12749 sz. szabvány szerint az a-klorofill koncentráció alapján a következő víznínőségi osztályokba soroltuk a vizsgált víztereket.

Vízminőségi osztály		a-klorofill koncentráció (µg/l)
I	kiváló	≤ 10
II	jó	10,4-25
III	tűrhető	25,1-75
IV	szennyezett	75,1-250
V	erősen szennyezett	>250

7.7.2.2 Fitobenton

A **Víz Keretirányelv**nek megfelelő mennyiségi mintavétel, az MSZ EN 15110 (mintavétel) és az MSZ EN 14407: 2004 (mintafeldolgozás) szabványok szerint. Az eredményeket az IPS kovaalga indexből számított EQR értékek alapján értékeljük, a **Víz Keretirányelv** hazai alkalmazása céljából kidolgozott besorolás (SZILÁGYI és mtsai. 2006, 2006a) alapján.

Az élőbevonat kovaalgáit a kovahéjak izzításos feltárását követően, Styrax gyantába ágyazott preparátumok fénymikroszkópos (OPTON planktonmikroszkóp, 100-szoros nagyítású olajimmerziós objektív, fáziskontraszt beállítás) vizsgálatával határoztuk meg (NÉMETH 1998). Két preparátumban összesen 775 egyedet vizsgáltunk meg, a fajok szerinti relatív abundancia megállapítása céljából. A kovaalgák kvalitatív vitsgálata során KRAMMER és LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991, 1991a) taxonómiai felfogását követtük.

A szennyezettséget jelző kovaalga index (**DI-CH**) számítása HÜRLIMANN és NIEDERHAUSER (2000) képlete és

$$DI-CH=\frac{\sum_{i=1}^{n} D_i G_i H_i}{\sum_{i=1}^{n} G_i H_i}$$

indikátorszervezet listája alapján történt.

ahol:

H_i: az i-edik taxon relatív abundanciája
D_i: az i-edik taxon indikátor értéke
G_i: az i-edik taxon súlya
n: a taxonok száma

A szennyezettségi kategóriákba soroláshoz HÜRLIMANN és NIEDERHAUSER (2000) következő nyolc fokozatú skáláját használtuk:

	DI-CH	Szennyezettségi kategória
1	1.00-1.49	szennyezetlen vagy csekély mértékben szennyezett
2	1.50-2.49	
3	2.50-3.49	
4	3.50-4.49	kissé szennyezett
5	4.50-5.49	közepesen szennyezett
6	5.50-6.49	erősen vagy nagyon erősen szennyezett
7	6.50-7.49	
8	7.50-8.00	

A 2008. évtől kezdődően a bevonatlakó kovaalga állományoknak egyedszámra vonatkoztatott, faj-, nemzetség-, ill. család-szintű százalékos relatív abundancia adatai alapján számítottuk ki a szennyezettség mértékét jellemző, a VKI Módszertani Útmutató (VITUKI 2007) ajánlása szerinti következő kovaalga indexet:

$$\mathbf{IPS_0}=SUM(S_i*V_i*p_i)/SUM(V_i*p_i)$$

ahol,

S_i: az i-edik taxon indikátor (érzékenységi) értéke
V_i: az i-edik taxon indikátor súlya
p_i: az i-edik taxonnak a mintában megszámlált kovaalga egyedek %-ában kifejezett relatív abundanciája

Az Si érték 1 (nagyon toleráns) és 5 (nagyon érzékeny) között, a Vi értéke 1 (a faj kevéssé specializált) és 3 (igen jó indikátor faj az adott változóra) között változik.

Az 1 és 5 közötti tartományban változó IPS_0 kovaalga indexet, egyéb indexekkel való jobb összehasonlíthatóság érdekében 1 és 20 közötti tartományra skálázták át a következőképpen:

$$IPS=4.75IPS_0 -3.75$$

A típusspecifikus minősítéshez a VKI Módszertani Útmutató (VITUKI 2007) által javasolt IPS és EQR határértékeket használtuk, amely utóbbi kiszámítása a következő képlet alapján történt:

$$EQR=(\text{vizsgált IPS index} - 1)/(\text{referencia IPS index} - 1)$$

Referencia értékként a Duna Gönyű és Baja közötti szakaszára (ref.IPS=18 (24.típus)) megadott értékeket tekintettük.

A Víz Keretirányelv hazai alkalmazására kidolgozott újabb ajánlások (SZILÁGYI és mtsai. 2006, 2006a, ÖKO Zrt. 2009) az IPS és EQR értékek számításában, valamint azok javasolt határértékeiben az általunk korábban alkalmazottaktól (l. VKI Módszertani Útmutató (VITUKI 2007)) eltérnek.

A Duna esetében tipusösszevonás (23., 24. és 25. tipus) után a kémiai változók az IPS-indexszel adták a legnagyobb korrelációt, ezért a Duna esetében ennek alkalmazását javasolják (ÖKO Zrt. 2009).

Az EQR érték a 24. tipus (Duna, Szob és Baja között) esetében a következő egyenlet szerint számítható ki:

$$y=0.0528x - 0.0808$$

ahol,

y: az EQR érték,
x: az IPS-index megállapított értéke

Az EQR osztályhatárokra a következőket javasolják: kiváló/jó=0.8, jó/közepes=0.6, közepes/gyenge=0.4, gyenge/rossz=0.2.

Ennek alapján a 2011. évtől kezdődően a következő besorolást alkalmazzuk:

ÖKOLÓGIAI ÁLLAPOT	EQR
Kiváló	≥0.801
Jó	0.601-0.800
Közepes	0.401-0.600
Gyenge	0.201-0.400
Rossz	≤0.200

Az eredmények értékeléséhez kétféle kovaalga-indexet, a korábbiakban alkalmazott és a szennyezettség mértékét jelző DI-CH-(2006-2009), valamint a VKI előírásainak megfelelő és az ökológiai állapotot jellemző IPS alapú EQR-indexet (2008-2011) használtunk.

7.7.2.3 Makrofita

Célkitűzés

A módszertan kidolgozása során figyelembe vettük az EN 15460 és EN 14184 szabványok előírásait, illetve azokat az alap statisztikai szabályokat, amelyek az adatok gyűjtésére, mintavételi egységek számára és a randomitásra vonatkoznak.

A módszertan azon biológiai módszertanok közé tartozik, amelyek célja a vizek, mintavételi helyek ökológiai állapotának megállapítása. Jelen módszertan mindezt a makrofita növények előfordulási sajátosságai alapján igyekszik megállapítani. A módszertan célja, hogy terepen könnyen használható, egyszerűen elsajátítható, kvalitatív és kvantitatív adatokat egyaránt szolgáltató legyen, továbbá, hogy megmutassa a mintavételi hely ember által zavart e vagy sem.

A módszertan jelen formában alkalmas a VKI alapján rendszeresített rutin mintavételi eljárások, folyamatos monitoring rendszerek vizsgálatainak elvégzéséhez. Ugyanakkor más célú feladatok esetén (nem VKI monitorozás) lehetőség van a módszer elemeinek változtatásra (mintavételi egységek száma, mérete). Ennek előnye, hogy így egyszeri részletesebb, átfogóbb vizsgálatok elvégzése is kivitelezhető.

Mintavételi egység

A módszertan a makrofita növények jelenlét-hiányán alapul. Makrofita növénynek nevezzük azokat a növényeket, amelyek a megfigyelés pillanatában, a vízben puszta szemmel észrevehetőek és meghatározhatóak (Holmes & Whitton 1977). Ez alapján a makrofita növény, mint kategória magába foglalja a vízben élő vagy életmenetének egy adott szakaszában a vízhez erősen kötődő edényes növényeket, mohákat és harasztokat, illetve a makroalgák egy jelentős csoportját is.

Mintavétel előtt

Mintavétel előtt minden helyszín esetében tájékozódjunk, hogy mi vár ránk.

- Vegyük elő a korábbi felmérési adatlapokat és fénykép felvételeket (ha fel volt mérve korábban).
- Ha új kijelölésű a helyszín, válasszuk a legmegfelelőbb mintavételi szakaszt, amely kellően reprezentatív. Tájékozódjunk a területről légifelvételek vagy a Google Earth segítségével.
- Különösen állóvizek esetében készítsünk vázlatos élőhelytérképet az elkülöníthető állományok berajzolásával, amely segít eldönteni a transzektek számát és helyét.
- Készüljünk fel a terepre. Pl. ha láthatóan vannak nagyon mély szakaszok, területek vigyünk csónakot stb.

Mintavétel

A terepi mintavételi eljárás a STAR projekt Kohler (1978) módszertanán alapul. Ezen eljárás a mintavételi hely méretében és annak elrendezésében különbözik.

- A mintavételi időpontot átlagos időjárási körülmények között július és szeptember között lehet végezni. Nagyon száraz év, illetve magasabb térszintek esetén a mintavétel kitolható június és október közé.
- Minden a transzszektben előforduló fajt fel kell írni.
- Ne írjuk fel a belógó, nem a transzszektben gyökerező fajokat.
- A makrofita növényeket minden esetben faji szintig kell határozni.
- Használjunk polárszűrős napszemüveget, vagy üveg aljú dobozt a víz alatti területrészek áttekintéséhez.
- Különösen figyeljünk a kis mennyiségben vagy kis területen előforduló fajokra.
- Használjunk csáklyát vagy gereblyét a meg nem közelíthető helyek eléréséhez.
- A terepen nehezen vagy meg nem határozható fajokat gyűjtsük be, készítsünk herbáriumot.

A terepi mintavétel módszertanának részletes leírása

A makrofita mintavétel során a kijelölt mintavételi sávban található összes makrofita faj nevét fel kell írni, illetve növénymennyiség indexet kell minden egyes fajhoz becsülni. A növénymennyiség nem azonos a biomasszával (kg/egységnyi terület), sokkal inkább értelmezhető úgy, mint a fajok háromdimenziós térben elképzelt mennyisége. Az index továbbá nem a relatív borításon (%) alapul, de magába foglalja a fajok vertikális elrendeződését.

Megj.: Szárazföldi környezetben a növények általában elérnek egy adott magasságot, amelyet a környezeti tényezők (szél, eső, tápanyagfeldúsulás) csak időszakosan tudnak befolyásolni. Vízi környezetben ugyanakkor a víz mélysége (víznyomás, fényviszonyok stb.) és mozgási sebessége állandó jelleggel meghatározzák a makrofitonok növekedését. Ezért a makrofitonok vízben való vertikális elrendeződése döntő fontosságú a borítás (abundancia) és mennyiség becslése szempontjából.

A növénymennyiség index skála ötfokozatú. A fokozatok a szálanként előforduló nagyon ritka mennyiségtől a tömeges, nagy összefüggő állományokig terjed. A skála öt fokozatának „beosztása” a terepi felmérő szubjektivitásra hagyatkozik. Tapasztalatok alapján az öt fokozat „beosztása” különböző tapasztalattal rendelkező személyek esetén sem ad nagy különbséget. A skála egyes fokozatainak beosztását segítő felosztás a következő:

1= ritka, szálanként előforduló faj.
2= ritka, de már kisebb csoportokban megjelenő faj.
3= a felmérendő sávban gyakori, de nem alkot összefüggő telepeket.
4= nagy kiterjedésű, sűrű állományokkal rendelkezik, de csak a felmérendő sáv egy kisebb részén.
5= a teljes sávban folyamatosan nagy mennyiségben, összefüggő telepeket alkotó faj.

Folyóvizek makrofita felmérése hosszirányú/parttal párhuzamos transzekt mentén történik.

A mintavétel a víz folyásával ellentétes irányban halad, növelve a víz felszínén lebegő makrofita állomány megtalálási esélyét. A mintavétel során legelőször ki kell választani a megfelelő mintavételi helyszínt és meg kell határozni a mintavételi szakasz szélességét a 'channel area-t'.

A mintavételi helyszín legfőbb kritériumai a következők:

- A mintavétel helyszíne meg kell feleljen a VKI V. mellékletének 1.3. pontjában megfogalmazott követelményeknek.
- A mintavételi helyszín kellően reprezentatív kell legyen a víztest egészére, mivel kevés számú (1–3) helyszín alapján kerül minősítésre a teljes víztest.
- Homogenitás. Olyan mederszakaszt jelöljünk ki, amelyen jó kifejlődésű növényállomány(ok) található(ak) (vagyis nincs levágva, permetezve, égetve stb.) és a lehető leghomogénebb környezeti viszonyok uralkodnak rajta. Környezeti viszonyok alatt legfőképp a mintavételi sávban uralkodó árnyékoltságot, az ott található víz folyási sebességét és a közvetlen part mentén található kapcsolódó területek földhasználati viszonyait értjük.

(Ezek alapján nem megfelelő mintavételi hely az, ahol a növényzetbe belekaszáltak vagy szélsőséges árnyékoltsági körülmények vannak. Nem megfelelő továbbá az sem, ha a mintavételi hely olyan táji környezetben helyezkedik el ahol a kijelölt szakasz közvetlen partja mentén található természetes ligeterdő és pl. szántóföld is. A táji környezetet csak és kizárólag a közvetlen szomszédos élőhely alapján kell megállapítani.)

- A mintavételi szakasz hossza 100 m kell legyen.
- Opcionálisan készíthetünk vázlatos terepi élőhelytérképet a mintavételi szakaszról a II. mellékletben megadott adatlapra. Ez megkönnyíti a későbbi helyszín beazonosítását, illetve pontosabb kiértékelést tesz lehetővé a későbbiekben.
- Belvízcsatornák, csatornák, patakok, csermelyek és erek esetében a mintavétel során a meder két partja közti terület egészét fel kell felmérni, mivel ezen élőhelyek medermorfológiai sajátosságaik miatt teljes szélességükben makrofita növényekkel benőttek lehetnek.
- Főcsatornák, folyamok és folyók esetében az egyik kiválasztott part mentén, megfelelő mintavételi sáv szélességben kell a felmérést elvégezni, mivel ezen élőhelyek medermorfológiai sajátosságaik miatt középső részükön teljesen növényzetmentesek lehetnek.

(A mintavételi helyszín fentebb ismertetett megkülönböztetését a víztestek medermorfológiai sajátságaiból adódó növény-zonalitási különbségek miatt kellett felállítani. Az eredmények értékelést torzítaná, ha a nagyobb folyók vagy mélyebb csatornák egyébként természetesen növényzetmentes részét is belevennénk a mintavételi helyszínbe.)

- Amennyiben a mintavételi helyszínen nem eldönthető, hogy a meder teljes keresztszelvényében vagy csak az egyik parton kell e a mintavételi egységet kijelölni úgy válasszuk az egyik oldali felmérés megoldást. Ez előfordulhat nagyon mély, éppen magas vízállású, nehezen mintázható állapotban levő élőhelyek esetében.

A módszertan legkevésbé pontosan meghatározható eleme a mintavételi szakasz szélességének megállapítása, illetve a mintavételi sáv part felőli határának kijelölése. Ez rutin tereptapasztalat alapján könnyedén kijelölhető.

A mintavétel során mindazokat a növényeket kell a felmérésbe belevonni, amelyek az év legalább 30%-ban vízben állnak.

Ez az arány észak-európai államok definíciójában jóval magasabb, akár 85% is lehet, azonban a száraz kontinentális klímán jellemző szélsőséges vízállási viszonyok, és a többségében belvizes időszakban működő víztestek miatt ezt az arányt csökkentettük.

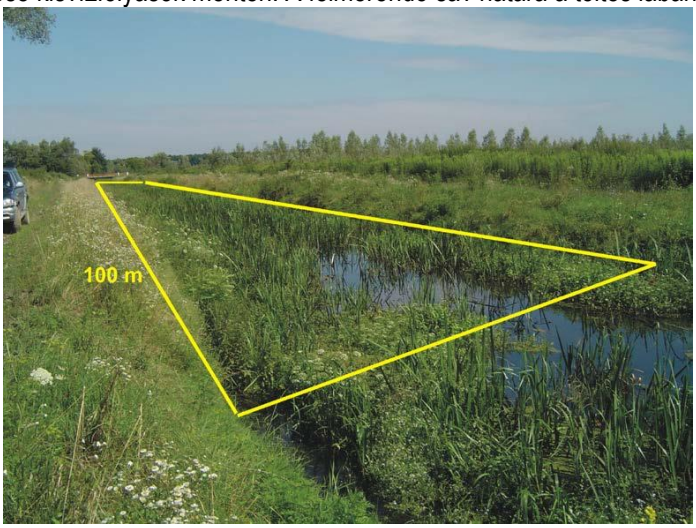
Az esetek egy részében ez a határ könnyen megállapítható, hiszen a csatornák egy jelentős többségének partja vagy rézsűje kaszált. (A VKI monitoring helyszínek többsége az elmúlt két év távlatában láthatóan nem a legkülönlegesebb, speciális élőhelyeken van kijelölve, többségük csatorna vagy egyéb erősen zavart helyszín.) A felmérés során a nyílt növényzetmentes víztest résztől a hínár állományon és az iszapnövényzeten keresztül a mocsári élőhelyeket és zátonyokat, illetve a természetes folyóparti gyomvegetációt és a ligeterdőt kell felmérni. Az itt előforduló fás szárú növényfajok felmérése is kötelező. A mocsári növények közé tartozik azonban több olyan többnyire szárazföldi faj is, amely mocsári élőhelyeken is megjelenhet. Ez a tapasztalatlan, a szárazföldi fajokat kevésbé ismerő felvételezőt elbizonytalaníthatja. A határ megállapításakor figyelembe veendők az alábbiak.

- Saját magunk képzésével igyekezzünk megismerni a leggyakoribb, tömegesebb part mentén élő növényfajokat.
- A kaszálás határa általában jól kijelöli a parti sáv határát is, hiszen kaszálásra a pázsitfűfélék dominálta, vagy a már nagyon száraz gyom vegetáció alkalmas. Ott ahol ez nem jelölhető ki ilyen könnyedén ez csak fajismeret alapján dönthető el.
- A pázsitfűfélék tömeges megjelenése (néhány kivételétől eltekintve, pl. Alopecurus pratensis, Alopecurus geniculatus, Alopecuris aequalis, Agrostis alba, Beckmannia eruciformis, Calamagrostis canescens stb.) a sáv határát jelzik.
- A tartósan víz borította terület és a felmérendő vegetáció határa egybe esik. Akár a víz átlagos szintjének a parton látható egyéb fizikális nyomai alapján is kijelölhető.
- Ha máshogy nem tudjuk eldönteni, a fajok vízigény értékszáma jól mutatja terresztris, illetve mocsári jellegét. A vízigény tekintetében a 8–12-ig terjedő értékű fajokat tekintjük hínár, illetve mocsári fajoknak. Az ettől kisebb értékszámmal rendelkező fajok már nagyfokú szárazodást mutatnak. Ahol már döntően 8-as alatti értékszámú fajokat találunk kikerül a felmérendő sávból.

(Természetesen ez az értékszám egyben jó indikátora is az élőhelyek vízzel való ellátottságának. Minél nagyobb mennyiségben találunk 8-as alatti értékszámú fajokat egy területen annál rosszabb vízellátottságú a terület.)

A mintavételi adatlap egyéb, a mintavételi területre vonatkozó kiegészítő adatokra kérdez rá, amelyek a makrofita növények esetében relevánsak az ökológiai állapot meghatározása tekintetében. Ezek kitöltésével és rögzítésével a későbbi adatértékelést lehet kiegészíteni és pontosítani.

Mintavételi transzekt kijelölése kisvízfolyások mentén. A felmérendő sáv határa a töltés lábánál végződik.



7.7.2—1. ábra Mintavételi transzekt kijelölése kisvízfolyások mentén.

7.7.2—2. ábra Mintavételi transzekt kijelölése kisvízfolyások mentén.

Állóvizek makrofita felmérése a part mentén elhelyezett, azzal párhuzamos, a víztest méretétől függő számú transzekt mentén történik.

A transzektek száma Schaumburg et al. (2007) irányelvei alapján a következő:

<0,5 km^2:	1-5 transzekt
0,5 – 2,0 km^2:	4-8 transzekt
2,0 – 5,0 km^2:	5-10 transzekt
5,0 - 10 km^2:	6-12 transzekt
>10 km^2:	8-15 transzekt

Az állóvíz mérete alapján láthatóan egy tól-ig érték van megadva a mintavételi transzektek számára. A transzektek pontos számát a felmérő határozza meg, amelyben figyelembe kell venni a part menti élőhelyek típusában és természetességében (zavartságában) megjelenő változatosságát. A cél, hogy minél többféle élőhely kerüljön felmérésre adott víztestből, amellyel reprezentáljuk a víztest egészét.

Minden egyes a parttal párhuzamos transzekt felmérése során további négy övtranszektet jelölünk ki, amely a partra merőleges. Az övtranszektek szélessége 2 m, hossza változó, a nyílt víztől a parton található makrofita zóna határáig terjed. A part menti határ megállapítása a folyóvíznél ismertetett módon történik.

Az övtranszekten belül lehetőség van azt részekre bontva mélységi zónák (*0 – 1m, 1 – 2 m, 2 – 4 m, 4 – 8 m és mélyebb, mint 8 m*) vagy növényzeti zónák (lebegő hinaras, gyökerező hinaras, mocsári növények, puhafa ligeterdő) szerint felmérni. **Ez nem kötelező érvényű**, esetlegesen plussz információt szolgáltathat, illetve a terepi felmérést könnyíti meg.

Az övtranszektek felmérése során minden egyes övtranszektben előforduló makrofita fajt és azok becsült növénymennyiségét jegyezzük fel a fentebb ismertetett módon. A felmérés végén (esetleg már a laborban) a 4 övtranszekt adatsorát egységesítjük, az azonos fajok különböző mennyiség indexeit átlagoljuk. Az átlagolás során 0,5-től felfelé kerekítünk.

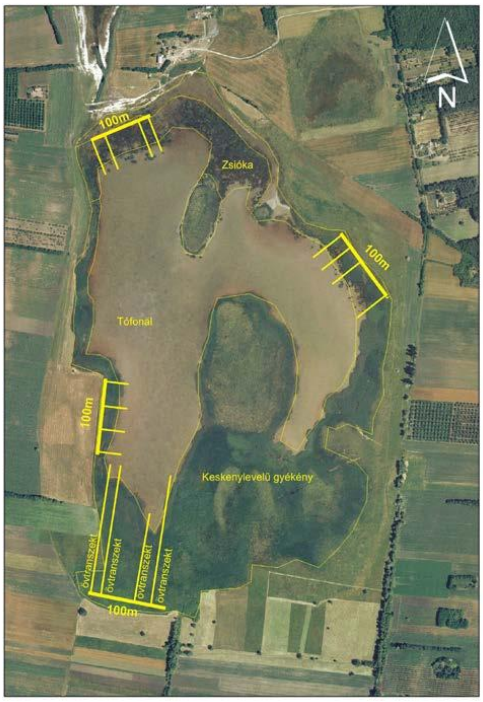
Végeredményül egy állóvízhez annak méretétől függően 1–15 db transzekt eredményét kell kapjuk.

A szükséges számú mintavételi transzektek kijelölése állóvizek mentén.

Ebben az esetben, mivel a halastó partját homogén nádas veszi körül, 2-3 transzekt kijelölése javasolt.

7.7.2—3. ábra Mintavételi transzekt kijelölése homogén nádassal körül vett halastó esetén

Ebben az esetben 4 transzekt kijelölése javasolt, a fő mocsári növényállomány összetételétől függően 1 zsiókás és 3 keskenylevelű gyékényes.



7.7.2—4. ábra Mintavételi transzekt kijelölése

A Referencia Index (RI) számítása

A RI számítása az alámerült, szabadon úszó, gyökerező hinarak, illetve az iszap- és mocsárinövények adatai alapján történik. A minősítés során kizárólag a Kohler-módszeren alapuló gyűjtés során szerzett adatok kiértékelése történik.

Az abundancia adatok számítása mennyiségi adatokká

A terepi helyszínen megállapított 1–5-ig terjedő abundancia értékeket (Kohler 1978) az alábbi módon konvertáljuk mennyiségi értékekké:

Abundance³ = mennyiségi egység

A fajok besorolása indikációs csoportokba

A mintavételi helyszínen megtalált fajokat indikációs csoportokba rendezzük. Az indikációs csoportok jelentése a következő:

A csoport: Olyan fajok, amelyek referenciális, vagy azt megközelítő ökológiai állapotú élőhelyeken nagy egyedszámban fordulnak elő.

C csoport: Olyan fajok, amelyek referenciális, vagy azt megközelítő ökológiai állapotú élőhelyeken nem vagy csak ritkán fordulnak elő. Jellemzően zavart élőhelyek domináns fajai.

B csoport: Olyan fajok, amelyek kitüntetett indikációs tulajdonsággal nem rendelkeznek. Jellemzően mind zavart, mind referenciális állapotú élőhelyeken nagy mennyiségben megtalálhatóak.

A fajok indikációs csoportba történő besorolása az ECOSURV vizsgálat adatsora és szakértői becslés alapján történt. A besoroláskor figyelembe vettük a fajok szociális magatartás típusait, a vízigény-, sóigény- és növényi tápanyag értékszámokat (Borhidi 1995) valamint a német, osztrák és szlovák rendszerek kategóriáit

Csoport mennyiség számítása

Az egy indikációs csoportba tartozó fajok mennyiségi értékeit össze kell adni. Abban az esetben, ha egy olyan faj kerül elő a felmérés során, amelyet a 1. táblázat nem tartalmaz úgy a fajnak nem relevánsnak tekintendő a számításban. Ha az ilyen nem releváns fajok mennyisége magas úgy az a teljes számítást torzíthatja, így a ha a nem releváns fajok aránya ≥ 25 % a számított index értéke nem tekinthető megbízhatónak!

A számítás feltételei

Folyóvizek

- Az indikátor fajok (táblázatban szereplő) mennyiségeinek összege eléri a 16-ot.
- Az indikátor fajok aránya eléri a 75 %-ot.

Állóvizek

- A makrofiton fajok mennyiségeinek összege eléri az 55-öt, kivéve a szikes tavakat, ahol ez az érték minimum 15.
- Az indikátor fajok aránya 75% felett kell legyen.

További feltételek

- Ha a fajszám kevesebb, mint kettő, a minősítés eredménye nem releváns. Az EQR = 5.
- Ha az alábbi fajok dominánsan jelennek meg (a teljes mennyiségük legalább 80% a teljeshez viszonyítva), a RI értékét 50-el csökkenteni kell.
  - *Amorpha fruticosa*
  - *Elodea canadensis/ nuttallii or*
  - *Myriophyllum spicatum or*
  - *Najas marina or*
  - *Potamogeton pectinatus or*
  - *Ceratophyllum demersum or*
  - *Ceratophyllum submersum*
- Ha ezen feltételek miatt az RI értéke < -100, akkor RI= -100.

Az RI számítása

Minden víztest típusban az alábbi képlet segítségével számítjuk a Referencia Indexet:

$$RI = \frac{\sum_{i=1}^{n_A} Q_{Ai} - \sum_{i=1}^{n_C} Q_{Ci}}{\sum_{i=1}^{n_g} Q_{gi}} * 100$$

ahol:

RI = referencia index;
QAi = Az 'A' csoportba tartozó fajok “mennyisége” ;
QCi = A 'C' csoportba tartozó fajok “mennyisége”;
Qgi = Mind a három csoport fajainak “mennyisége”;
nA = Az 'A' csoport fajainak száma;
nC =A 'C' csoport fajainak száma;
ng = (A+B+C) teljes fajszám.

Végleges minősítés (EQR)

Az RI értékét az alábbi képletsegítségével alakítjuk a VKI által megkövetelt 0 és 1 közé eső értékké.

EQR = {(RI + 100) * 0,5}/100

A minősítési határértékek alföldi folyók esetén

	Ecological state	EQR	Value of RI
Kiváló	1	1.00 – 0.71	
Jó	2	0.70 – 0.48	
Közepes	3	0.47 – 0.30	
Rossz	4	0.29 – 0.05	
Gyenge	5	-	A növényzet hiánya

7.7.2.3-1. táblázat A minősítési határértékek alföldi folyók esetén

A minősítési határértékek szikes tavak esetében

	Ecological state	EQR	Value of RI
Kiváló	1	1.00 – 0.61	
Jó	2	0.60 – 0.31	
Közepes	3	0.30 – 0.16	
Rossz	4	0.15 – 0.05	
Gyenge	5	-	A növényzet hiánya

7.7.2.3-2. táblázat A minősítési határértékek szikes tavak esetén

A minősítési határértékek sekély tavak esetében

	Ecological state	EQR	Value of RI
Kiváló	1	1.00 – 0.75	
Jó	2	0.74 – 0.55	
Közepes	3	0.54 – 0.35	
Rossz	4	0.34 – 0.05	
Gyenge	5	–	A növényzet hiánya

7.7.2.3-3. táblázat A minősítési határértékek sekély tavak esetén

A minősítési határértékek dombvidéki mély tározók esetében

	Ecological state	EQR	Value of RI
Kiváló	1	1.00 – 0.71	
Jó	2	0.70 – 0.51	
Közepes	3	0.50 – 0.31	
Rossz	4	0.30 – 0.05	
Gyenge	5	–	A növényzet hiánya

7.7.2.3-4. táblázat A minősítési határértékek mély tározók esetén

7.7.2.4 Makrozoobenton

A Dunán történő makrozoobenton mintavétel elméleti alapjai:

- a mintavétel alapja az EU-STAR/AQEM-protoll (AQEM CONSORTIUM 2002, FURSE et al. 2006, STAR 8TH DELIVERABLE 2004) illetve ennek a magyarországi viszonyokra kidolgozott változata (NBmR-mintavételi eljárás a vízi makroszkopikus gerinctelenekre),
- a mintavételt a MSZ EN 27828:1998 (Vízminőség. Biológiai mintavétel. A vízi bentikus makroszkopikus gerinctelenek kézihálós mintavételének irányelvei (ISO 7828:1985) és MSZ EN 28265: 1998 (Vízminőség. Kavicsos aljzatú sekély édesvizekben élő bentikus makroszkopikus gerinctelenek gyűjtésére alkalmas mennyiségi mintavevők szerkezete és használata (ISO 8265:1988) szabvány figyelembevételével végezzük.

Állóvizekre esetében a vízi makroszkopikus gerinctelen szervezetekre jelenleg még nem áll rendelkezésre kidolgozott, az EU Víz Keretirányelve (továbbiakban VKI) által is elfogadott mintavételi eljárás. Az alkalmazott módszer többnyire az AQEM eljárásait követi.

A mintavételi mederszakasz nem eshet jelentős hidromorfológiai karaktert érintő (pl. híd, híd, partvédő kövezés, sarkantyú, strand, kereszttöltés) mederrészletre.

A mintavételhez szükséges eszközök:

- 1 mm (950 µm) lyukbőségű nyeles mintavevő háló (standard FBA pond net),
- mellcsizma vagy gumicsizma,
- jegyzőkönyv,
- fotótálca, csipesz, megfelelő nagyobb gyűjtőedények, kis csavaros műanyag üvegcse,
- grafitceruza (nem ázik le),
- matrica,
- tartósítószer (70%-os alkohol),
- vízhőmérő;
- GPS készülék;
- fényképezőgép.

A mintavétel főbb lépései:

1. A mintavételi szakaszok kiválasztása a mintavételt megelőző területbejárás alapján.

   - **folyók és folyamok (Duna)** (szélesség nagyobb mint 50 m) esetében a bejárt szakasz 500 méter

   - **állóvizek** esetében a bejárt mederszakasz 250 méter

2. A kiválasztott mintavételi szakasz élőhelyi háttérváltozóinak rögzítése a terepi jegyzőkönyvben. Az egyes mikrohabitat-típusok és azok egymáshoz viszonyított arányának (százalékos borítás) becslése, illetve a hozzájuk tartozó mintaegységek számának meghatározása. Azoknak a nagyobb vízfolyásoknak és állóvizeknek az esetében, ahol a mintavétel nem terjedhet ki az egész mederre, ott a mintázható, azaz a lábalható sávra kell vonatkoztatni a habitat-típusok arányát.

3. A mintavételi szakasz hossza:

- folyók és folyamok (Duna) esetében 3x10 méteres szakaszon kell a mintavételt elvégezni – 500 méterre reprezentatív módon –, melyek hossza 20 méter legyen.

- **állóvizek** esetében 3x10 méteres – az előzetesen bejárt 250 m-re reprezentatív – szakaszt kell kiválasztani, majd ezekben a mederrészletekben kell mintát venni

Mintavétel folyamata:

- a lábalható parti övben kézi egyelőhálóval (standard pond net; 0,25 x 0,25 m keret, 950 µm-es lyukbőség) a folyásiránynak háttal állva, egy helyben taposva, vagy a köveket rugdosva (ún. „kick and sweep" módszer kavarjuk fel az aljzatot, és a benne élő, vagy felületen kapaszkodó vízi makroszkopikus gerinctelen szervezeteket, melyeket a víz áramlása a hálóba sodor kiemeljük,
- mintázandó mikrohabitat-típusok: hínaras, mocsári növényzet és nyílt üledékfelszín
- egy élőhely-típusban az adott élőhelyek (multihabitat sampling) százalékos arányának megfelelően, 5-5 AQEM típusú replikátumot kell venni, melyeket egy mintaként kezelünk. A mintavétel során mintavételi helyenként 3-3 egymástól függetlennek tekinthető minta megvételére kerül sor, amelyek egyenként 5-5 replikátumot (1 replikátum = 25x25 cm-es terület kigyűjtése) foglalnak magukban. Így egy mintavételi helyen összesen 15 replikátum kerül átvizsgálásra, amely 0.9375 m^2 területet fed le mintázott szakaszonként.

  A mocsári növényzetben a hálót adott felületen (25x25 cm) kell meghúzni három-három alkalommal. A hínárnövényzetből történő mintavétel során az adott felületen (25x25 cm) az üledék felszínének mintázásán túl egy alulról felfelé irányuló húzást kell tenni, míg a szabad üledékfelszínen a (25x25 cm) területen kell a hálót meghúzni úgy, hogy annak pereme kissé az üledékbe érjen.

Mintavétel időpontja és gyakorisága:

- **folyóvizekben** (a Dunán is) a hidrológiai viszonyokat (kisvizes állapot) is figyelembe véve évente legalább két alkalommal (tavasz, nyár eleje (2012. június) és nyár vége ősz eleje (2012. szeptember) javasolt mintát venni.
- **állóvizekben** évente legalább egy alkalommal, a vegetációs periódusban (nyár közepe és/vagy nyár vége ősz eleje (2012. szeptember)) javasolt mintát venni, ui. a litorális övben található makrofita állományokhoz számos gerinctelen taxon szorosan kötődik, mely így meglehetősen diverz faunával rendelkezik.

A minták feldolgozása:

A minták feldolgozása összesen 10 makroszkopikus gerinctelen élőlénycsoport lehetőleg faji szintű vizsgálatára terjed ki, melyeket a helyszínen, fehér fotótálcán válogatunk ki.

Ezek az NBmR protokoll által előírt taxonokat foglalják magukba:

Gastropoda (csigák),
Bivalvia (kagylók),
Hirudinea (piócák),
Malacostraca (magasabbrendű rákok),
Ephemeroptera (kérészek),
Odonata (szitakötők),
Plecoptera (álkérészek),
Heteroptera (vízi- és vízfelszíni-poloskák),
Coleoptera (vízibogarak),
Trichoptera (tegzesek).

Az ezeken a taxonokon kívül eső csoportokat is számoljuk és a lehető legalacsonyabb szintű taxonómiai kategóriáig identifikáljuk.

Szükséges eszközök:

Sztereomikroszkóp: MOTIC SMZ-168-BL (Gy.sz.: S/N S1088913).

Adatrögzítés

- Excel alapú adatbázisban, mely tartalmazza a taxonok AQEM/STAR kódját (ID_ART), a taxon nevét, a mintavételi hely (pont) nevét és a taxonok mennyiségét ind/m^2 –ben. (Melléklet). Ez lehetővé teszi az adatok további elemzését az ASTERICS 3.3 szoftverrel (www.aqem.de).

Értékelés

Az adatok statisztikai elemzése (szakértői megítélés alapján)

A kvantitatív adatok elemzése során a közösségszerkezeti mutatók közül vizsgáljuk az **egyedszámot (denzitás ind/m^2**), a **taxonszámot**, illetve a **Shannon diverzitást**.

A minták mennyiségi adatainak (taxonszám, denztiás, diverzitás) összehasonlítására több statisztikai módszert alkalmazására van lehetőség. Adataink eloszlását (normál vagy nem normál) Kolmogorov-Smirnov teszttel, a varianciák hasonlóságát Bartlett-próbával vizsgáljuk. Ennek megfelelően a minták összevetéséhez paraméteres (egyutas variancia analízis vagy másnéven ANOVA) próbát használunk.

A mennyiségi minták (mintavételi helyek) hasonlóságát és különbözőségét Bray-Curtis függvénnyel képzett ordinációs eljárással, főkomponens analízissel (PCoA) elemezhetjük. Az eljárás lényege, hogy azok a mintavételi pontok, melyek egymáshoz közel esnek, nagyobb hasonlóságot mutatnak a makrofauna összetétele és mennyisége alapján, mint azok, amelyek a pontfelhőtől távolabb helyezkednek el. Ez az eljárás alkalmas lehet a hatással (pl. melegvíz) közvetlenül érintett mintavételi helyek elkülönítésére, valamint arra, hogy egyáltalán ez a hatás ténylegesen érvényesül-e.

A minták minőségi (kvalitatív) feldolgozása során kapott jelenlét-hiány mátrixot (bináris adatok) hierarchikus osztályozási módszerrel, ún. klaszterelemzéssel vizsgálhatjuk, mely az élőlényegyüttesek osztályozására legelterjedtebben használt elemzési mód. Ennek lényege, hogy az egyes minták (mintavételi helyek) makrogerinctelen közösségének összetétele alapján felülről kiindulva (hierarchikusan) és lefelé haladva hasonlóságot, vagy különbséget képes kimutatni.

A minőségi adatok elemzése során a nagyobb rendszertani csoportok mintavételi helyenkénti százalékos arányát is vizsgáljuk is.

A mintavételi helyek ökológiai minősítése

A mintavételi pontok ökológiai állapotértékelését egy, a VKI által előírt ún. multimetrikus index, a HMMI (*Hungarian Multimetric Macroinvertebrate Index*) alapján végezzük (VÁRBÍRÓ et al. 2010, 2011) mely index az EU-s interkalibráción is megfelelt és ötosztályos EQR (Ecological Quality Ratio) minősítő skálája (1-5) alkalmasnak bizonyult a **vízfolyások** ökológiai állapotának értékelésére.

Minthogy **állóvizekre** jelenleg még kidolgozott mintavételi módszer nem áll rendelkezésre az állóvizek makrogerinctelen faunájának vizsgálatára, az ökológiai állapot értékelését a nemzetközi irodalmakban is használt makrozoobenton család-pontrendszer (CSÁNYI 1998) alapján végezzük.

7.7.2.5 Halközösség

A mintavétel megtervezésekor figyelembe vettük a szerződésben foglalt követelményeket, a 31/2004. (XII. 30.) KvVM rendelet „a felszíni vizek megfigyelésének és állapotértékelésének egyes szabályairól" szóló jogszabály vonatkozó részeit, az EN 14011:2003 Water quality - Sampling of fish with electricity szabványt, az „a madárvédelmi (79/409/EGK) és az élőhelyvédelmi (92/43/EGK) irányelveknek megfelelő monitorozás előkészítése" projekt (2006/18/176.02.01) hal mintavételre vonatkozó fejezeteit, az NBmR hal mintavétel-protokollban foglaltakat, a Víz Keretirányelv hal-monitorozásra vonatkozó módszertani útmutatóját (Halasi-Kovács et al. 2005; Halasi-Kovács et al. 2009). Továbbá a tervezésnél figyelembe vettük a Paksi Atomerőmű környékén végzett hatásvizsgálatok módszertani fejezeteit,

eredményeit (Halasi-Kovács 2005; Halasi-Kovács 2009). Ennek megfelelően a mintavétel módszere a VKI követelményeinek megfelelő.

A mintavétel engedélyezését a 90/2000. (XI. 14.) FVM rendeletben, valamint a többször módosított 2004. évi CXL. törvény a közigazgatási hatósági eljárás és szolgáltatás általános szabályairól szóló jogszabály alapján a Tolna megyei MgSzH Halászati felügyelőségétől, mint eljáró hatóságtól kérjük meg. Az adott szakasz halászati hasznosítói – Paksi Halászati Szövetezet, Tolnai Halértékesítő és Kisállattenyésztő Szövetkezet – felé a mintavételeket bejelentjük. A mintavételt bejeléentjük a PA Zrt. felé is.

A szerződésben foglalt négy szelvényben összesen 8 mintaegység kerül kijelölésre a jobb illetve a bal parton. A mintaegységek kijelölésére az első mintavétel időpontjában kerül sor. Egy-egy mintaegység hossza 500 méter. A mintaegységek – ahol mód van arra, illetve szükséges – a több alegységből tevődnek össze. A mintavétel előtt minden mintaegységben kitöltjük a **„Specifikus halközösség jegyzőkönyv vízfolyásra”** című dokumentumot.

A mintavétel eszköze egy 7 kW teljesítményű Hans-Grassl EL 64 II GI, aggregátorról üzemelő egyenáramú (DC) elektromos mintavételi eszköz (EME). A mintavételezést 40 cm átmérőjű szákfejű, kézi anóddal végezzük. A berendezés megfelel a 90/2000. (XI. 14.) FVM rendeletében rögzített érintésvédelmi és regisztrációs követelményeknek.

A mintavétel kvantitatív, részleges (azaz a meder keresztszelvényének egy-egy részletében történik), illetve ahol lehet, illetve szükséges fragmentált és sztratifikált (vagyis több alegységből áll, amelyek hossza a jellemző élőhelyek arányában történik kijelölésre). A mintavételt csónakból, a víz sodrával egy irányban, a gyorsabb részeken visszatartva, tehát a víz sodránál lassabban végezzük. Ez lehetővé teszi a rövidebb és gyors szakaszok pontosabb, és nagyobb hatékonyságú mintavételét is. A mintavételt – az EME sajátosságait figyelembe véve – a ripális (parti) régióban végezzük. A mintavételi alegységek felső és alsó végpontjait GPS segítségével rögzítjük. A mintavételi hosszakat GPS segítségével mérjük.

Az eredmények értékeléséhez meghatározzuk az előkerült fajokat, diktafonon rögzítjük egyedszámukat mintavételi alegységenként. Az ivadék (0+) határozását, és számbavételét szintén elvégezzük, a 0+ példányoktól elkülönítve.

A mintavételt kétszeri ismétlésben végezzük el egy kora nyári (június 15-július 15) és egy őszi (szeptember 15 – október 15) időpontban. A mintavétel pontos időpontjának kijelölése a vízáállás és az időjárás figyelembe vételével történik. A mintavételre optimális vízállás a <200 cm a paksi vízmérce szerint. A mintavétel időszaka a nappal.

A halak meghatározása Berinkey (1966) és Miller (1990), rendszertani besorolásuk, nevezéktanuk Kottelat és Freyhof (2007), valamint (Neilson et al., 2009) munkája szerint, részben módosítva történik. A módosításokat a fajleírásoknál feltüntetjük.

Az ökológiai értékelés módszere

Az értékelés során figyelembe vesszük a védett és fokozottan védett fajokat, illetve a nemzetközi egyezmények hatálya alá tartozó fajok előfordulását is (13/2001.(V.9.) KöM rendeletet a védett és fokozottan védett növény- és állatfajokról, a fokozottan védett barlangok köréről, valamint az Európai Közösségben természetvédelmi szempontból jelentős növény- és állatfajok közzétételéről; 92/43/ EGK Irányelv A természetes élőhelyek és vadon élő növény- és állatvilág megőrzéséről; 1986. évi 15. törvényerejű rendelet (Washingtoni egyezmény) a Washingtonban, 1973. március 3. napján elfogadott, a veszélyeztetett vadon élő állat- és növényfajok nemzetközi kereskedelméről szóló egyezmény kihirdetéséről, a végrehajtására kiadott 4/1990. (XII. 7.) KTM rendelettel egységes szerkezetben; Berni egyezmény a vadon élő növények, állatok és természetes élőhelyeik védelméről (1990/7. Nemzetközi Szerződés); 1986. évi 6. törvényerejű rendelet (Bonni Egyezmény) a Bonnban, az 1979. évi június hó 23. napján kelt, a vándorló vadon élő állatfajok védelméről szóló egyezmény kihirdetéséről; 201/2006. (X.2.) Korm. rendelettel módosított 275/2004. (X.8.) Korm. rendelet Az európai közösségi jelentőségű természetvédelmi rendeltetésű területekről, amely tartalmazza, hogy a vizsgálandó Duna-szakasz része a „Tolnai Duna” HUDD20023 megnevezésű, kiemelt jelentőségű különleges természetmegőrzési területnek;

A kvantitatív adatok ökológiai elemzése során vizsgáljuk a taxon (faj) számot, az abundanciát (CPUE) mintaegységenként, illetve a korábbi eredményekkel történő összevetés érdekében kisebb (alegység) szinten is. Az adatok értékelését, összehasonlítását statisztikai módszerekkel végezzük el.

A minősítés módszere

A korszerkezet VKI szerinti minősítés érdekében történő meghatározását az ivadék (0+) és adult (>0+) korosztály egymástól elkülönülő felvételezésével végezzük el. Ennek megfelelően az ivadék (0+) határozása és számlálása fajonként szintén megtörténik. A VKI szerinti minősítés során ezeket az adatokat a nagyobb korosztály adataitól elkülönítve kezeljük.

Az eredmények értékelését a **vízfolyások** esetében a VKI követelményeinek megfelelő, hazai vízfolyásokra kialakított értékelési módszer (EQI_{HRF}) felhasználásával végezzük *(Halasi-Kovács és Tóthmérész, 2011)*. A hazai vízfolyások halegyüttes-struktúráján alapuló ökológiai minősítő rendszerének elméleti alapjait a biológiai integritás index szolgáltatja. A kidolgozott minősítő rendszer multimetrikus értékelési eljárás, ahol a változókat a halegyüttesek ökológiai jellegű csoportjai képezik, és az antropogén hatások összegezve jelennek meg az eredményben.

A minősítés alapvető kritériumait az alábbiakban lehet összefoglalni.

- A mintavételi egységnek jellemzőnek kell lennie a víztest egészére.
- A mintavétel napszaka a nappal.
- A mintavétel módszere elektromos mintavételi eszköz (EME).
- Nagyobb vízfolyásokon csónakból, aggregátorral működtetett nagy teljesítményű EME, a mintavételi eszköz sajátságainak megfelelően elsősorban a ripális régióban, a víz sodrásával egyező irányban, lehetőség szerint a víz sodrásánál lassabban (nagy vízsebességnél sodrással szemben), az élőhely környezeti adottságainak arányában vett fragmentált mintavételi módszer alkalmazásával. Standard mintavételi hossz.
- A minősítéshez a mintavételi egységben előforduló fajok, valamint azok pontos egyedszáma szükséges.
- A minősítéshez a 0+ korosztályúnál idősebb egyedek számát kell megadni.

A minősített víztípus a minősítési protokoll szerint a Duna (8. típus). A minősítést nagyobb, mint 2000 méteres egységenként adjuk meg. Ez alapján minősítjük a Melegvíz alatti mintegy 2 km-es szakaszt, mint a hőterheléssel közvetlenül érintett területet, valamint az attól távolabb eső szakaszt.

A minősített víztípus a minősítési protokoll szerint az alföldi kisvízfolyások (5. típus) - Horgász-tavak kifolyó csatornája.

Az eredmények értékelését az **állóvizek** esetében egyedi szakértői becsléssel végezzük el, mivel jelenleg sem magyar, sem európai minősítési rendszer nincs. A minősítés során figyelembe vesszük a Halasi-Kovács et al (2009) dokumentumban foglaltakat.

7.8 A SZAKTERÜLETI VIZSGÁLATI PROGRAMOK ÖSSZEHANGOLÁSA

A Duna vízminőségi viszonyainak értékeléséhez szükséges hidrológiai és morfológiai adatokat a vizsgálati program hidrológiai, valamint Duna meder és partfal állapotának vizsgálata szakterületi vizsgálati programok szolgáltatják.

A mintavételi eljárást a mintaértékű monitoring alprogrammal összehangolva végezzük, aminek eredményeként a lehetőségekhez mérten az adatok értékelése mindkét szakértő csoport esetében több, vagy jobban elemezhető adatbázison alapul.

7.9 A DUNA ÉS EGYÉB FELSZÍNI VIZEK JELLEMZÉSE SZAKTERÜLET VIZSGÁLATI PROGRAMJA

7.9.1 A TERVEZETT MINTAVÉTELEK, MÉRÉSEK, VIZSGÁLATOK

7.9.1.1 Duna

Vízmintavételek, fizikai és kémiai paraméterek meghatározása

A dunai 4 szelvény esetében egy szelvény keresztmetszetben három vizsgálati pont van, általában jobb part, sodorvonal és bal part.

Az egyes vizsgálati pontokban két mélységből származó minta helyszínen képzett átlagmintáját vizsgáljuk.

A Viz Keretirányelvnek a közvetlen szennyezőanyagok vizsgálatára vonatkozó előírásai értelmében a Duna *élővízfolyásában* fizikai és kémiai paraméterek vizsgálata során a vizsgálati évben 12 időszakban -- havi gyakoriságú -- mintázás fog történni. A jobb part és a sodorvonal mintázása havonta történik, a vizsgálati mintaszám optimalizálása érdekében a folyó bal parti mintázására negyedévente egyszer kerül sor.

Minták száma: havonta 8 db (4 szelvényben 2 vizsgálati pont (jobb part, sodorvonal), negyedévente 12 db (4 szelvényben 3 vizsgálati pont (jobb part, sodorvonal, bal part), az összes mintaszám 112 db.

Vizsgálatok:

Dunai vizsgálati komponensek	**db**
hőmérséklet	112
oldott oxigén	112
kémiai oxigénigény	112
biokémiai oxigénigény	112
fajlagos elektromos vezetőképesség	112
pH	112
lúgosság	112
orto-foszfát ion	112
összes foszfor	112
ammónium ion	112
nitrát ion	112
szerves nitrogén	112
összes nitrogén (nitrit mérés + számítás)	112
a-klorofil	112
Cd,. Pb, Cu, Zn, Cr, Ni	112
Hg	112
Ás	112
Összes cianid	112
TPH	112

Az egyes vizsgálati pontokban két mélységből származó minta helyszínen képzett átlagmintájának hőmérsékletét, pH-ját, fajlagos elektromos vezetőképességét és oldott oxigén koncentrációját a helyszínen mérjük.

A mintavételek tervezett időpontjai:

- A Duna 4 szelvényében a jobb parti és a sodorvonali mintavételek esetén a vízállástól és/vagy az időjárástól függően 2012 minden hónap első, vagy második hetének első két napja.
- A bal parti mintavételek időpontja 2012. január, április, július és október hónapokban megegyezik a jobbparti és sodorvonali mintavételek időpontjával.

Élőlénycsoportok hidrobiológiai vizsgálatai

A vizsgálandó élőlénycsoportok: fitoplankton, fitobenton, makrofita, makrozoobenton, halak.

A dunai mintavétel a folyam főmedrében 4 szelvény mintavételével történik.

- ✓ 1526,3 fkm melegvíz csatorna torkolati szelvény
- ✓ 1525,5 fkm nagy sarkantyú;
- ✓ 1525,0 fkm Úszód;
- ✓ 516,0 fkm Gerjen-Foktő

Az egyes élőlénycsoportok mintavételi időpontjait egymással szinkronizáljuk.

A mintavételi egységek, illetve alegységek kijelölésénél figyelembe vesszük a szerződés követelményeit, a korábbi, elsősorban a 2009. évi vizsgálatok mintavételi helyeit, valamint a helyszíni terepszemle során a mintavételi helyszín környezeti adottságait, mintavételre való alkalmasságát. A mintavételek szempontjából fontos környezeti adottság az aktuális vízállás. A mintavételek időpontjában az ideális vízszint a <200 cm a paksi vízmérce adata alapján.

A mintavételek gyakorisága, tervezett helye:

Vizsgálatok fajtája	Mintavétel évenkénti gyakorisága	Mintavételi időszak	Mintavétel helye (mintavételi egység)	Összes mintegység
Fitoplankton vizsgálatok	4	tavasz, nyár, ősz, késő ősz	jobb part, sodor vonal, bal part	48
Fitobenton vizsgálatok	2	nyár, ősz	jobb part, bal part	16
Makrofita vizsgálatok	2	nyár, ősz	jobb part, bal part	16
Makrozóbenton vizsgálatok	2	nyár, ősz	jobb part, bal part	16
Halak	2	nyár, ősz	jobb part, bal part	16

Mintavételi időszakok:

tavasz: 2012.04.15. – 2012.05.15.,

nyár: 2012. 06. 15. - 2012. 07. 15.,

ősz: (2012. 09. 15. - 2012. 10. 15.,

késő ősz: 2012. 10. 15. - 2012. 11. 15.,

Fitoplankton vizsgálatok *(fajösszetétel, egyedsűrűség, biomassza)*

A mintavétel a Víz Keretirányelvnek megfelelően történik.

Egy szelvény keresztmetszetben 3 mintavételi pont van: bal part, sodorvonal és jobb part.

A Duna 4 szelvényében, 4 mintavételi időszakban, 3-3 db minta vétele, mintaszám mintavételenként 12 db, azaz 48 db.

A mintavételek időpontjait összhangba kell hozni a vízmintavétellel is, mivel a fitoplankton vizsgálatok a vízkémiai mintákkal egyidejűleg vett részmintákból történnek.

Fitobenton vizsgálatok *(fajösszetétel, fajok relatív abundanciája)*

A Víz Keretirányelvnek megfelelő mennyiségi mintavétel.

A fitobenton vizsgálatok mintavételi helyei a vízkémiai és fitoplankton vizsgálatokéval csak részben azonosak, mert fitobenton minták csak a parti zóna szilárd aljzatairól gyűjthetők.

A Duna 4 szelvényében, 2-2 db minta, mintaszám mintavételenként 8 db, a 2 mintavételi időszakban összesen 16 db.

Mintavételek vízállástól függően. A korábbi vizsgálatok alapján a Dunán ~200-as paksi vízállás alatt lehet reprezentatív mintát venni.

Makrofita vizsgálatok

A Duna 4 szelvényében, 2-2 mintavételi egységében (jobb part, bal part), 8 mintaegység, a 2 mintavételi időszakban összesen 16 mintaegység.

A mintavételeket egy nyári és egy őszi időpontban tervezzük elvégezni. Tervezett időpontok: 2012. 06. 15.-2012. 07. 15.; 2012. 09. 15.-2012. 10. 15. vízállástól függően. A korábbi vizsgálatok alapján a Dunán ~200-as paksi vízállás alatt lehet reprezentatív mintát venni.

A mintavételek időpontjait összhangba hozzuk a többi élőlény csoport mintavételi időpontjával.

A mintavételi egységek-alegységek pontos meghatározása a terepen az első mintavétel előtt történik. A 2. mintavétel ehhez igazított.

Minden mintavétel előtt, minden mintaegységre vonatkozóan külön, „Specifikus makrofita jegyzőkönyv" felvétele történik.

A mintavétel, a minta feldolgozása és értékelése a „Részletes módszertani útmutató a makrofita mintavételhez és értékeléshez a Dunán" dokumentum szerint történik.

Makrozoobenton (*fajösszetétel, egyedsűrűség*)

A Duna 4 szelvényében, 2-2 mintavételi egységében (jobb part, bal part), mintaegység 8, a 2 mintavételi időszakban összesen 16 db.

A mintavételeket egy nyári és egy őszi időpontban tervezzük elvégezni. Tervezett időpontok: 2012. 06. 15.-2012. 07. 15.; 2012. 09. 15.-2012. 10. 15. vízállástól függően. A korábbi vizsgálatok alapján a Dunán cca. 200-as paksi vízállás alatt lehet reprezentatív mintát venni.

A dunai mintavételek során figyelembe vesszük a Kék Csermely Kft. és alvállalkozói által végzett 2009-2010. év mintavétel helyszíneit.

A mintavételek időpontjait összhangba hozzuk a többi élőlény csoport mintavételi időpontjával.

A mintavételi egységek-alegységek pontos meghatározása a terepen az első mintavétel előtt történik. A 2. mintavétel ehhez igazított.

Minden mintavétel előtt, minden mintaegységre vonatkozóan külön, „Specifikus makrozoobenton jegyzőkönyv" felvétele történik.

A mintavétel, a minta feldolgozása és értékelése a „Részletes módszertani útmutató a makrozoobenton mintavételhez és értékeléshez a Dunán", dokumentum szerint történik.

Halközösség vizsgálatok *(összetétel, sokaság, korszerkezet)*

A Duna 4 szelvényében, 2-2 mintavételi egységében (jobb part, bal part), 8 mintaegység, a 2 mintavételi időszakban összesen 16 db.

A mintavételeket egy nyári és egy őszi időpontban tervezzük elvégezni. Tervezett időpontok: 2012. 06. 15.-2012. 07. 15.; 2012. 09. 15.-2012. 10. 15. vízállástól függően. A korábbi vizsgálatok alapján a Dunán cca. 200-as paksi vízállás alatt lehet reprezentatív mintát venni.

A dunai mintavételek során figyelembe vesszük a Kék Csermely Kft. és alvállalkozói által végzett 2009-2010. év mintavétel helyszíneit.

A mintavételek időpontjait összehangoljuk a többi élőlény csoport mintavételi időpontjával.

A mintavételi egységek-alegységek pontos meghatározása a terepen az első mintavétel előtt történik. A 2. mintavétel ehhez igazított.

A mintaegységek kijelölésére az első mintavétel időpontjában kerül sor. Egy-egy mintaegység hossza 500 méter. A mintaegységek – ahol mód van arra, illetve szükséges – a több alegységből tevődnek össze.

Minden mintavétel előtt, minden mintaegységre vonatkozóan külön, „Specifikus halközösség jegyzőkönyv vízfolyásra", dokumentum felvétele történik.

A mintavétel, a minta feldolgozása és értékelése a „Részletes módszertani útmutató a halközösség mintavételhez és értékeléshez a Dunán" dokumentum szerint történik.

A mintavétel eszköze egy 7 kW teljesítményű Hans-Grassl EL 64 II GI, aggregátorról üzemelő egyenáramú (DC) elektromos mintavételi eszköz (EME). A mintavételezést 40 cm átmérőjű szákfejű, kézi anóddal végezzük. A berendezés megfelel a 90/2000. (XI. 14.) FVM rendeletében rögzített érintésvédelmi és regisztrációs követelményeknek.

A mintavétel kvantitatív, részleges (azaz a meder keresztszelvényének egy-egy részletében történik), illetve ahol lehet, illetve szükséges fragmentált és sztratifikált (vagyis több alegységből áll, amelyek hossza a jellemző élőhelyek arányában történik kijelölésre). A mintavételt csónakból vlgezzük. A Dunán a víz sodrával egy irányban, a gyorsabb részeken visszatartva, tehát a víz sodránál lassabban végezzük. Ez lehetővé teszi a rövidebb és gyors szakaszok pontosabb, és nagyobb hatékonyságú mintavételét is.

A mintavételt – az EME sajátosságait figyelembe véve – a Dunán a ripális (parti) régióban végezzük. A mintavételi alegységek felső és alsó végpontjait GPS segítségével rögzítjük. A mintavételi hosszakat GPS segítségével mérjük.

Az eredmények értékeléséhez meghatározzuk az előkerült fajokat, diktafonon rögzítjük egyedszámukat mintavételi alegységenként. Az ivadék (0+) határozását, és számbavételét szintén elvégezzük, a 0+ példányoktól elkülönítve.

A mintavételt kétszeri ismétlésben végezzük el egy kora nyári (június 15-július 15) és egy őszi (szeptember 15 – október 15) időpontban. A mintavétel pontos időpontjának kijelölése a vízállás és az időjárás figyelembe vételével történik. A mintavételre optimális vízállás a <200 cm a paksi vízmérce szerint. A mintavétel időszaka a nappal.

A halak meghatározása Berinkey (1966) és Miller (1990), rendszertani besorolásuk, nevezéktanuk Kottelat és Freyhof (2007), valamint (Neilson et al., 2009) munkája szerint, részben módosítva történik. A módosításokat a fajleírásoknál feltüntetjük.

A mintavétel engedélyezését a 90/2000. (XI. 14.) FVM rendeletben, valamint a többször módosított 2004. évi CXL. törvény a közigazgatási hatósági eljárás és szolgáltatás általános szabályairól szóló jogszabály alapján a Tolna megyei MgSzH Halászati felügyelőségétől, mint eljáró hatóságtól kérjük meg.

A **Duna** adott szakasza halászati hasznosítói – Paksi Halászati Szövetezet, Tolnai Halértékesítő és Kisállattenyésztő Szövetkezet – felé a mintavételeket bejelentjük. A mintavételt bejeléentjük a PA Zrt. felé is.

7.9.1.2 Állóvizek

Vízmintavételek, fizikai és kémiai paraméterek meghatározása

Állóvízi mintázási szelvények

- Faddi-Holt Duna: 2 szelvényben- 3-3 db vizsgálati pont (partélek és szelvényközép) szelvényenként képzett 1-1 db átlagminta vizsgálata
- Kondor-tó: 1 szelvényben 3 db pontminta (partélek és szelvényközép) vétele, a helyszínen képzett 1 db átlag vízminta vizsgálata
- Horgász-tó: a tó lecsapoló csatornájában a leeresztő műtárgy alvizén 1 db pontminta vétele és vizsgálata.

Az egyes vizsgálati pontokban két mélységből származó minta átlagmintáját fogjuk elemezni.

A telephely környezetében lévő állóvizek közül a Kondor-tó, a Faddi-Holt Duna, egy éven keresztül négy alkalommal, a Horgász-tó pedig egy alkalommal lesz mintázva. 3 db/negyedév, valamint 1 db, összesen:13 db.

Összes mintavétel 37 db, összes mintaszám 13 db.

A vízmintákból a következő vizsgálatokat végezzük:

Állóvizek vizsgálati komponensei	**db**
hőmérséklet	13
oldott oxigén	13
kémiai oxigénigény	13
biokémiai oxigénigény	13
fajlagos elektromos vezetőképesség	13
pH	13
lúgosság	13
orto-foszfát ion	13
összes foszfor	13
ammónium ion	13
nitrát ion	13
szerves nitrogén	13
összes nitrogén (nitrit mérés + számítás)	13
a-klorofil	13
Cd,. Pb, Cu, Zn, Cr, Ni	13
Hg	13
Ás	13
Összes cianid	13

Az átlagminták és a pontminta hőmérsékletét, pH-ját, fajlagos elektromos vezetőképességét és oldott oxigén koncentrációját a helyszínen mérjük.

A mintavételek tervezett időpontjai:

- A Faddi-Holt-Duna és a Kondor-tó mintavételének időpontja 2012. január, április, július és október hónapokban megegyezik a Duna jobbparti és sodorvonali mintavételeinek időpontjaival.
- A Horgász-tó mintavételére az éves leürítéskor kerül sor.

Élőlénycsoportok hidrobiológiai vizsgálatai

A vizsgálandó élőlénycsoportok: fitoplankton, fitobenton, makrofita, makrozoobenton, halak.

Az egyes élőlénycsoportok mintavételi időpontjait összhangba kell hozni a többi élőlény csoport mintavételi időpontjával.

A mintavételek gyakorisága:

Vizsgálatok fajtája	Mintavétel évenkénti gyakorisága	Mintavételi időszak	Összes mintegység
Fitoplankton vizsgálatok	4	tavasz, nyár, ősz, késő ősz	13
Fitobenton vizsgálatok	2	nyár, ősz	7
Makrofita vizsgálatok	2	nyár, ősz	8
Makrozóbenton vizsgálatok	2	nyár, ősz	8
Halak	2	nyár, ősz	8

Mintavételi időszakok:

tavasz: 2012.04.15. – 2012.05.15.,
nyár: 2012. 06. 15. - 2012. 07. 15.,
ősz: (2012. 09. 15. - 2012. 10. 15.,
késő ősz: 2012. 10. 15. - 2012. 11. 15.

MAKROFITA

Fadd-Dombori Holt-Duna 2 mintavételi egységében, a Kondor-tó, a Horgász-tó egy-egy mintavételi egységében.

A mintavételeket minden helyszínen egy nyári és egy őszi időpontban tervezzük elvégezni. A mintavételek időpontjait összhangba kell hozni a többi élőlény csoport mintavételi időpontjával.

A mintavételi egységek-alegységek pontos meghatározása a terepen az első mintavétel előtt történik. A 2. mintavétel ehhez igazított.

Minden mintavétel előtt, minden mintaegységre vonatkozóan külön, „Specifikus makrofita jegyzőkönyv" felvétele történik.

A mintavétel, a minta feldolgozása és értékelése a „Részletes módszertani útmutató a makrofita mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken" dokumentumok szerint történik.

MAKROZOOBENTON

Fadd-Dombori Holt-Duna 2 mintavételi egységében, a Kondor-tó egy mintavételi egységében, a Horgász-tó lecsapoló csatornájában a leeresztő műtárgy alvizén egy mintavételi egységben. A mintavételeket minden helyszínen egy nyári és egy őszi időpontban tervezzük elvégezni. A mintavételek időpontjait összhangba hozzuk a többi élőlény csoport mintavételi időpontjával.

A mintavételi egységek-alegységek pontos meghatározása a terepen az első mintavétel előtt történik. A 2. mintavétel ehhez igazított.

Minden mintavétel előtt, minden mintaegységre vonatkozóan külön, „Specifikus makrozoobenton jegyzőkönyv" felvétele történik.

A mintavétel, a minta feldolgozása és értékelése a „Részletes módszertani útmutató a makrozoobenton mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken" dokumentumok szerint történik.

HALKÖZÖSSÉG

Fadd-Dombori Holt-Duna 2 mintavételi egységében, a Kondor-tó 1 mintavételi egységében, a Horgász-tó lecsapoló csatornájában a leeresztő műtárgy alvizén 1 mintavételi egységben. A mintavételeket minden helyszínen egy nyári és egy őszi időpontban tervezzük elvégezni. A mintavételek időpontjait összehangoljuk a többi élőlény csoport mintavételi időpontjával.

A szerződésben foglalt **Horgász-tó** mintaszelvény kijelölése, szakmai megfontolás alapján a **lecsapoló csatorna** egy szelvényében történik meg. A mintaegység kijelölésére az első mintavétel időpontjában kerül sor. Egy mintaegység hossza 150 méter.

A mintavételi egységek-alegységek pontos meghatározása a terepen az első mintavétel előtt történik. A 2. mintavétel ehhez igazított. Egy-egy mintaegység hossza 300 méter. A mintaegységek – ahol szakmai szempontok alapján szükséges – a több alegységből tevődnek össze.

Minden mintavétel előtt, minden mintaegységre vonatkozóan külön, „Specifikus halközösség jegyzőkönyv állóvízre" felvétele történik.

A mintavétel, a minta feldolgozása és értékelése a „Részletes módszertani útmutató a halközösség mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken" dokumentumok szerint történik.

A mintavétel kvantitatív, részleges (azaz a meder keresztszelvényének egy-egy részletében történik), illetve ahol lehet, illetve szükséges fragmentált és sztratifikált (vagyis több alegységből áll, amelyek hossza a jellemző élőhelyek arányában történik kijelölésre). A mintavételt csónakból vlgezzük.

A mintavételt – az EME sajátosságait figyelembe véve –az állóvizeken a litorális (parti) régióban végezzük. A mintavételi alegységek felső és alsó végpontjait GPS segítségével rögzítjük. A mintavételi hosszakat GPS segítségével mérjük.

Az eredmények értékeléséhez meghatározzuk az előkerült fajokat, diktafonon rögzítjük egyedszámukat mintavételi alegységenként. Az ivadék (0+) határozását, és számbavételét szintén elvégezzük, a 0+ példányoktól elkülönítve.

A mintavételt kétszeri ismétlésben végezzük el egy kora nyári (június 15-július 15) és egy őszi (szeptember 15 – október 15) időpontban. A mintavétel pontos időpontjának kijelölése a vízéllás és az időjárás figyelembe vételével történik. Az állóvizi mintavétel pontos időpontjának kijelölése a dunai mintavétel időpontjához igazított. A mintavétel időszaka a nappal.

A halak meghatározása Berinkey (1966) és Miller (1990), rendszertani besorolásuk, nevezéktanuk Kottelat és Freyhof (2007), valamint (Neilson et al., 2009) munkája szerint, részben módosítva történik. A módosításokat a fajleírásoknál feltüntetjük.

A **állóvizek** halászati hasznosítói – Faddi Sporthorgász Egyesület, Paksi Atomerőmű Horgász Egyesület – felé a mintavételeket bejelentjük. A mintavételt bejelentjük a PA Zrt. felé is, illetve belépési engedélyt kérünk a PA Zrt. területére.

A mintavétel eszköze egy 10 000 kW teljesítményű Hans-Grassl IG 200 IIB, akkumulátorról üzemelő pulzáló egyenáramú (PDC) elektromos mintavételi eszköz (EME). A mintavételezést 30 cm átmérőjű szákfejű, kézi anóddal végezzük. A berendezés megfelel a 90/2000. (XI. 14.) FVM rendeletében rögzített érintésvédelmi és regisztrációs követelményeknek.

A mintavétel kvantitatív, teljes (azaz a meder teljes keresztszelvényében történik). A mintavételt gázolva, a víz sodrával szemben végezzük.

7.9.2 A MINTAVÉTELEK, VISZGÁLATOK VÉGREHAJTÁSA

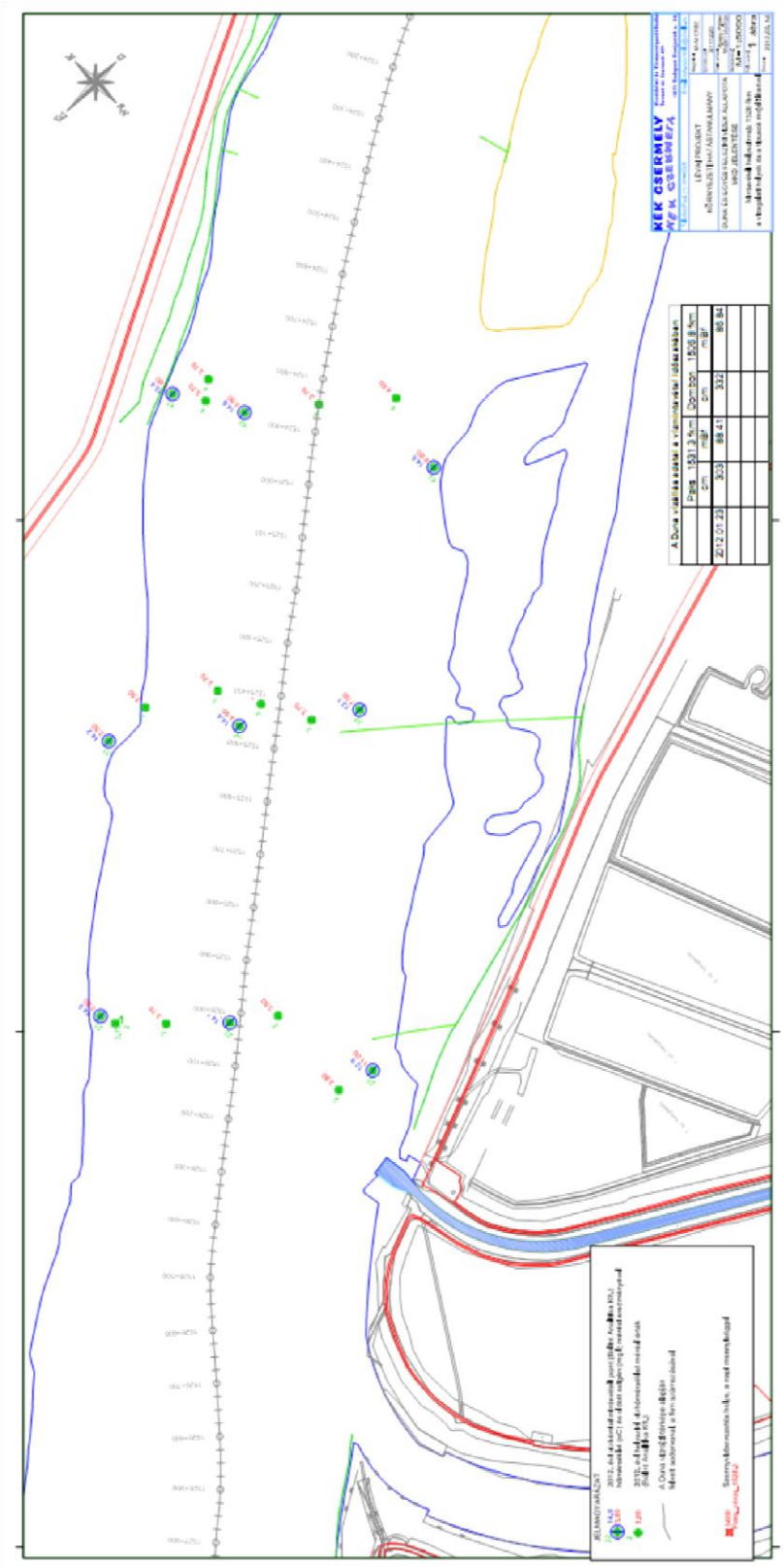
7.9.2.1 Víz fizikai-kémiai jellemzői

A jelen munka keretében a dunai vízminőségi vizsgálatok megkezdődtek. A Bálint Analitika Kft. a mintákat 2012. január 23-án vette és a laboratóriumi vizsgálatokat elvégezte.

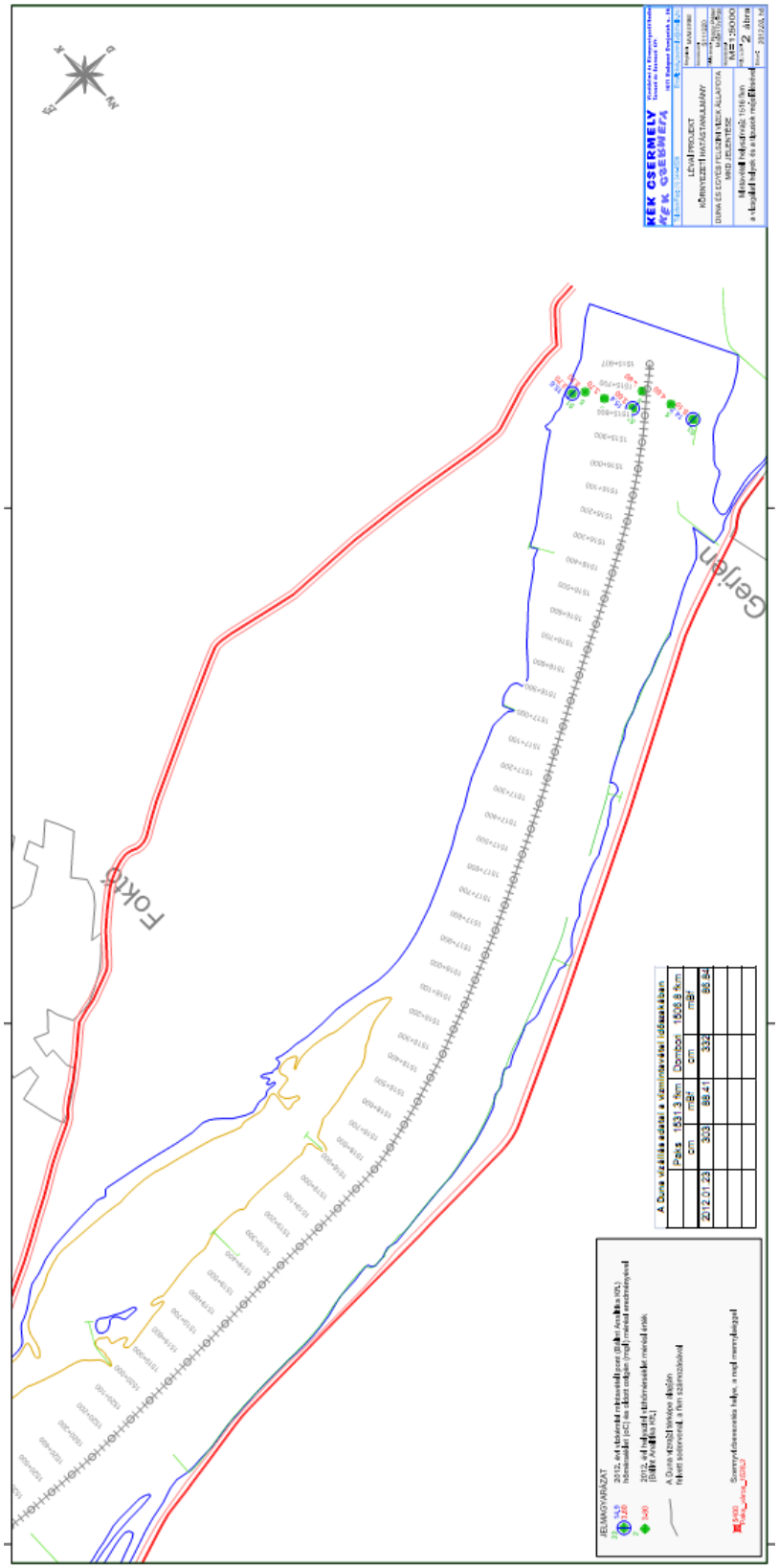
Az adatbázis a vizsgálati eredményeket tartalmazza, az alábbi szelvény beosztásban.

Szelvény neve	Szelv. fkm	Dátum	Térképi pont azonosító	Szelv. szám	Part rendező
Paks komp bal part	1534.0	2012.01.23	11	1	1
Paks komp közép	1534.0	2012.01.23	12	1	2
Paks komp jobb part	1534.0	2012.01.23	13	1	3
Paks melegvíz csat. torkolata bal part	1526.3	2012.01.23	21	2	1
Paks melegvíz csat. torkolata közép	1526.3	2012.01.23	22	2	2
Paks melegvíz csat. torkolata jobb part	1526.3	2012.01.23	23	2	3
Nagy sarkantyú bal part	1525.5	2012.01.23	31	3	1
Nagy sarkantyú közép	1525.5	2012.01.23	32	3	2
Nagy sarkantyú jobb part	1525.5	2012.01.23	33	3	3
Uszod bal part	1523.5	2012.01.23	41	4	1
Uszod közép	1523.5	2012.01.23	42	4	2
Uszod jobb part	1523.5	2012.01.23	43	4	3
Gerjen-Foktő bal part	1516.0	2012.01.23	51	5	1
Gerjen-Foktő közép)	1516.0	2012.01.23	52	5	2
Gerjen-Foktő jobb part	1516.0	2012.01.23	53	5	3

7.9.2.1-1. táblázat Dunai vizsgálati pontok – 2012



7.9.2—1. ábra Dunai vizsgálati helyek – Melegvíz csatorna és Uszod között



7.9.2—2. ábra Dunai vizsgálati helyek – Gerjen

A vízminőségi vizsgálatokat a területileg illetékes KTVF, a VITUKI, a BME, a Paksi Atomerőmű Zrt. és a Bálint Analitika Kft. laboratóriumai végezték.

A Dunaföldvár-Hercegszántód közötti szakaszon a dunai vízminőségi vizsgálat céljából vett vízmintákat szelvények mentén végezték. A szelvények esetében meg lett jelölve a szelvény neve, a dunai fkm száma, és a part helyzete (bal, közép, jobb, attól valamilyen távolságra). Az adatok egységesítése céljából ezeket a szelvényeket egységesen definiáltuk és az adattáblákat ennek megfelelően állítottuk össze.

7.9.3 MŰSZAKI ELLENŐRZÉS

A műszaki ellenőrzéseket a feladathoz készített Ellenőrzési Tervek alapján fogjuk elvégezni.

- ✓ Előzetes dokumentációk alapján adminisztratív ellenőrzés
- ✓ Mintavételi jegyzőkönyvek alapján adminisztratív ellenőrzés
- ✓ Mintavételek helyszíni ellenőrzése (A mintavételeket 5 nappal előtte írásban bejelentjük)
- ✓ Adatbázis adminisztratív ellenőrzése
- ✓ Az összeállított részjelentések és a Zárójelentés ellenőrzése

7.10 ÉRTÉKELÉSEK

7.10.1 ELFOGADHATÓSÁGI KRITÉRIUMOK

A felsorolt szabványoknak, a hatályos előírásoknak, az akkreditációnak, az élőlénycsoportok esetében a hivatkozott szakirodalomban foglaltaknak és a csatolt dokumentumoknak megfelelően.

7.11 DOKUMENTÁLÁS, JELENTÉSKÉSZÍTÉS

A jegyzőkönyvek, adatbázisok dokumentumok tartalmi és formai követelményeit a vonatkozó jogszabályok, szabványok, ajánlások, szakirodalmak tartalmazzák.

A munkavégzés során keletkező dokumentumok, a részjelentések és a Zárójelentés a megadott formai és tartalmi követelményeknek („*Mester fájlok*” alkalmazásával) megfelelően készülnek.

7.11.1 ALAPADATOK DOKUMENTÁLÁSA

- ➢ A vizsgálati paraméterek (fizikai-kémiai, biológiai csoportok) szerinti adatbázisok szerkezetének kialakítása
- ➢ Az adatbázis feltöltése az archív mérési adatokkal

7.11.2 MINTAVÉTELEK, VIZSGÁLATOK DOKUMENTÁLÁSA

- ➢ Aktualizált STAR protokoll általános terepi jegyzőkönyv felvétele mind a mintavételek előtt mind a 4 dunai szelvényre vonatkozóan.

- Minden mintavétel előtt, minden mintaegységre vonatkozóan külön, specifikus jegyzőkönyvet veszünk fel („Specifikus fitoplankton jegyzőkönyv", „Specifikus fitobenton jegyzőkönyv", „Specifikus makrofita jegyzőkönyv", „Specifikus makrozoobenton jegyzőkönyv", „Specifikus halközösség jegyzőkönyv vízfolyásra").

  A makrofita vizsgálatoknál a terepi felmérés során minden egyes mintavételi szakaszon egy adatlap kerül kitöltésre. Ez tartalmazza a helyszín általános medermorfológiai és a táji környezet jellemzését, illetve a felmért szakaszokon található makrofita fajok nevét és mennyiségi értékeit.

  A felmért mintavételi szakaszok pontos koordinátái is felvételre kerülnek.

  A szakaszok helyét térképen ábrázoljuk. Minden helyszínről fotó dokumentáció készül.

  A terepi felmérési eredményeket a hagyományos ökológiai értékszámok (*SzMT, hőigény, sótűrés, nitrogén-igény*) alapján és a VKI-nak megfelelő hazai makrofita értékelési szempont szerint kerül kiértékelésre.

- A mintavétel, a minta feldolgozása a módszertani útmutatók szerint történik.
  - ✓ Részletes módszertani útmutató a fitoplankton mintavételhez, vizsgálathoz és az eredmények értékeléséhez
  - ✓ Részletes módszertani útmutató a fitobenton mintavételhez, vizsgálathoz és az eredmények értékeléséhez Részletes módszertani útmutató a makrofita mintavételhez és értékeléshez a Dunán
  - ✓ Részletes módszertani útmutató a makrofita mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken
  - ✓ Részletes módszertani útmutató a makrozoobenton mintavételhez és értékeléshez a Dunán
  - ✓ Részletes módszertani útmutató a makrozoobenton mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken
  - ✓ Részletes módszertani útmutató a halközösség mintavételhez és értékeléshez a Dunán
  - ✓ Részletes módszertani útmutató a halközösség mintavételhez és értékeléshez az állóvizeken
- Az adatbázisokat formanyomtatvány alapján állítjuk össze
  - ✓ Adatbázis formanyomtatvány fitoplanktonhoz
  - ✓ Adatbázis formanyomtatvány fitobentonhoz
  - ✓ Adatbázis formanyomtatvány makrofitához
  - ✓ Adatbázis formanyomtatvány makrozoobentonhoz
  - ✓ Adatbázis formanyomtatvány halközösséghez
- Laboratóriumi vizsgálatokról mérési jegyzőkönyvek készülnek, amelyek az értékelés alapját képezik.

7.11.3 AZ ÉRTÉKELÉS FOLYAMATÁNAK DOKUMENTÁLÁSA

- Az eredmények értékelése a részletes módszertani útmutatók szerint történik
- A program keretében végzett mérési adatok feltöltése az archív adatok mellé
- A Negyedévi részjelentések összeállításához az adatbázis aktuális állapota szerinti feldolgozások, táblázatok, grafikonok, fedvények és térképek készülnek.
- Az értékelések eredményei a negyedéves jelentésekben, valamint a Zárójelentésben.

7.11.4 AZ EREDMÉNYEK ÖSSZEFOGLALÁSA

Jelen dokumentumban elvégeztük a Dunaföldvár-Hercegszántó (kb.1560–1434 fkm) közötti Duna-szakasz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságainak, valamint az egyes élőlény csoportok (fitoplankton, makrofita, fitobenton, makrozoobenton, halak) archív monitoring adatainak összegyűjtését a törzshálózati mintavételi pontok eredményei alapján (2006-ig); a VKI monitoring eredményei alapján (2007-től), valamint a PA üzemidő hosszabbítása környezetvédelmi engedélyezése

során végzett vizsgálatok alapján, valamint ezen adatok kritikai értékelésével a Duna vízminőségi viszonyainak, ökológiai állapotának, a hosszú távú tendenciák jellemzését.

A telephely környezetében lévő állóvizek korábbi vízminőségi, hidrológia, biológiai, fizikai-kémiai és kémiai mérési eredményei alapján elvégeztük a Faddi-Holt-Duna, a Kondor-tó és a Horgász-tó vízminőségi viszonyainak, ökológiai állapotának értékelését.

A további mintavételek és elemzések eredményeit a negyedéves jelentésekben és a zárójeletésben adjuk közre.

A Zárójelentésben összegezzük az alábbiakat:

- Dunaföldvár-Hercegszántó (kb.1560–1434 fkm) közötti Duna-szakasz fizikai, kémiai és biológiai tulajdonságai valamint az egyes élőlény csoportok (fitoplankton, makrofita, fitobenton, makrozoobenton, halak) archív monitoring adatainak összegyűjtése a törzshálózati mintavételi pontok eredményei alapján (2006-ig) a VKI monitoring eredményei alapján (2007-től), valamint a PA üzemidő hosszabbítása környezetvédelmi engedélyezése során végzett vizsgálatok eredményei, vamaint a 2012-es mérési adatok alapján a Dunaföldvár-Hercegszántó szelvényekre a Duna vízminőségi viszonyainak, ökológiai állapotának értékelése, a hosszú távú tendenciák jellemzése.
- A telephely környezetében lévő állóvizek (Kondor-tó, Horgász-tó és Faddi- holtág) korábbi vízminőségi (hidrológia, morfológia, biológiai, fizikai-kémiai és kémiai) mérési eredményei és a 2012-es mérési adatok alapján a Faddi-Holt Duna, a Kondor-tó és a Horgász-tó vízminőségi viszonyainak, ökológiai állapotának értékelése, a hosszú távú tendenciák jellemzése.

7.12 A DUNA ÉS EGYÉB ÁLLÓVIZEK JELLEMZÉSE VIZSGÁLATI PROGRAM IDŐBELISÉGE (ÜTEMTERV)